

SJÖ- OCH VATTENDRAGSINVENTERING I VÄSTERNORRLANDS LÄN

Länsstyrelsen i Västernorrlands län, Publikation 2001:1, ISSN 1403-624X

Författare: Håkan Söderberg och Oskar Norrgrann

Rapporten utgör en första redovisning av en naturinventering i Västernorrlands län som omfattar 99 sjöar och 50 vattendrag. Inventeringen har en inriktning mot biologisk mångfald. Denna del innehåller förutom inledning och inventeringens uppläggning en beskrivning av vattenkemi, morfologi och bottenfauna i de undersökta vattnen. Sidnumreringen kan synas underlig, men syftet är att varje kapitel påbörjas med sidnumreringen ett.

Innehållsförteckning

Inledning

Inventeringens uppläggning

Beskrivning av sjöarna och vattendragen

Vattenkemi

Bottenfauna

Artrikedom

INLEDNING

Vad är sjöar och vattendrag

Sjöar och vattendrag kan definieras som fördjupningar i terrängen där vatten ansamlas på sin väg till havet. Definitionen kan tyckas vara trivial men täcker in den minsta gemensamma nämnaren för alla sjöar och vattendrag. Skillnaden mellan sjöar och vattendrag avgörs primärt av hur lång tid vattnet stannar i fördjupningen. Där vattnet stannar så länge att det förefaller vara stillastående kallar vi sjöar medan vattendragen karaktäriseras av vatten som är i tydlig rörelse. Någonstans däremellan hittar vi det som benämns sel. I Västernorrlands län finns ca 4000 sjöar större än ett hektar. Varje typ av vatten har ett eget växt- och djurliv.

Nednötningen av en berggrund som genomkorsas av förkastningar och sprickbildningar samt lämnings från nedisningsperioden har format vårt landskap. De flesta sjöar i länet är belägna i de fördjupningar i terrängen som blottades då inlandsisen avsmälte efter den sista nedisningen som varade mellan 70 000 och 6 500 f. kr.. I de fördjupningar i terrängen vars botten bestod av avlagringar med dålig vattengenomsläpplighet eller rent berg fanns förutsättningar för att sjöar skulle bildas (ex förkastningssjöar, morändämda sjöar, dödissjöar). Förutom dessa sjöar finns även sjöar som bildats senare tex sjöar som avsnörts från rinnande vatten s k korvsjöar och sjöar som avsnörts från havet p g a landhöjningen.

Förutsättningarna för länets sjöar att hysa organismer varierar högst avsevärt från vatten till vatten. Förutom skillnader i vattentemperatur är fördjupningens form och geografiska läge tillsammans med den omgivande markens beskaffenhet avgörande faktorer för en sjös vattenkemiska och biologiska innehåll.

Tillrinningsområdet

Förutom den lilla del av nederbörden som hamnar direkt i vattnet måste nederbördsvattnet på sin väg till en sjö eller ett vattendrag passera marken i tillrinningsområdet. Det tillrinnande vattnet präglas då av den berggrund och de lösa jordlager som finns i tillrinningsområdet. De styrande faktorerna är berggrundens vittringsbenägenhet och sammansättning tillsammans med de lösa jordlagrens sammansättning, mäktighet och kornstorlek.

Västernorrland domineras helt av svårvittrad sur berggrund. Perioder med vulkanism resulterade dock i en del områden med basisk berggrund, fram

för allt då i kusttrakten. De lösa jordlagren härrör från inlandsisens rörelser över området. Isen malde sönder berget och under och framför isen transporterades och spreds detta erosionsmaterial. Denna s k morän kunde transporteras långväga och delar av vårt län har inslag av morän som härstammar ifrån den kalkrikare jämtländska kambrosiluren. Denna kalkrika morän är orsaken till att det inom Ånge och Sollefteå kommun finns vatten med mycket bra motståndskraft mot försurning. I de delar av länet som legat under kustlinjen har moränen svallats av havet. Det har bland annat inneburit att i de djupaste partierna av terrängen där det finaste materialet hamnat finns relativt näringsrika sjöar.

Nederbörd och marktyper

En annan viktig faktor som påverkar nederbördsvattnets kemiska innehåll på sin väg till sjön eller vattendraget är dess uppehållstid i marken. Nederbörd som når de djupa marklagren och under lång tid kommer i kontakt med markens partiklar (grundvatten) förändras mer än den nederbörd som snabbt rinner ut (ytvatten) i sjön. Det innebär t ex att ju större andel grundvatten desto mindre påverkan av sur nederbörd. Marktypen i tillrinningsområdet är också viktig för det tillrinnande vattnets kvalitet. Olika andelar av myr, barrskog, lövskog och odlingsmark i tillrinningsområdet ger skillnader på det tillrinnande ytvattnet. En större andel myr i tillrinningsområdet ökar sannolikheten för att det tillrinnande vattnet skall bli brunt.

Skilda förutsättningar för biologiskt liv

När väl nederbörden passerat och karaktäriserats av den omgivande terrängen kan dess historia beroende på fördjupningens form och läge skrivas på många sätt. Det kan t ex vara stora skillnader i hur lång tid vattnet uppehåller sig i sjön. I sjöar med liten vattenvolym i förhållande till sitt tillrinningsområde kan hela vattenvolymen teoretiskt bytas ut inom en vecka. I sjöar med stor vattenvolym i förhållande till tillrinningsområdet kan det ta 10 år! I sjöar med lång omsättningstid finns en större inbyggd vattenkemisk stabilitet mot förändringar i omgivningen. Vattendragen däremot, med sin korta omsättningstid, påverkas generellt betydligt snabbare av förändringar i omgivningen än sjöar. En lång omsättningstid innebär också generellt ett kla-

rare vatten och större siktdjup eftersom partiklar i vattnet får längre tid på sig att ramla ned på botten. I sjöar som är djupa kan vattnet under sommaren lättare skikta sig i ett varmare ytvatten och ett kallare bottenvattnet. I grundare sjöar är det inte säkert att vattnet skiktat sig alls. Solens energi utnyttjas i en större andel av sjön till produktion om den är grund. Det kan t ex medföra risk för syrebrist under vinterns istäcke då allt som producerats under sommaren skall brytas ned av syretärande processer. Vattendrag som bara är några meter breda erhåller sitt huvudsakliga näringstillskott från omgivande vegetation. I större vattendrag ökar betydelsen av produktionen i själva vattendraget. Syrebrist i våra vattendrag är ovanligt.

Även temperaturen i länets vatten kan variera påtagligt. Sjöar och vattendrag på låg höjd och nära kusten har, generellt sett under året ett varmare vatten och längre produktionssäsong än de vatten som ligger på hög höjd längre från kusten. Sjöar med stor vattenvolym värms upp långsammare på våren men i gengäld så avkyls de långsammare på hösten. Ett stort tillskott av kallare källvatten kan placera en sjö, ett vattendrag eller delar därav djurgeografiskt betydligt längre norrut/västerut än vad som kan förväntas. Möjligheterna till variation av de naturliga förutsättningarna för biologisk mångfald i länets vatten är mycket stora. Spännvidden är stor mellan en liten, grund, kustnära sjö i det kalk- och näringsrikare jordbrukslandskapet med en vattenutbytestid på några dagar med en stor, djup sjö i inlandets surare och näringsfattigare skogslandskap med flerårig vattenutbytestid.

Kolonisation av djur

De organismer som naturligt finns i våra sjöar och vattendrag koloniserade våra vatten efter senaste istiden. Sötvattensdjuren har antingen koloniserat vattenvägen eller landvägen. De ryggradslösa djuren (insekter, snäckor, musslor, iglar och kräftdjur) har både koloniserat området landvägen passivt och vattenvägen mer eller mindre aktivt medan fiskarna varit hänvisad en mera aktiv spridning vattenvägen. Med utgångspunkt från de olika fiskarternas temperatur- och salthaltsberoende, utbredning i nutid och naturförhållandena efter inlandsisens avsmältning beskriver Sven Ekman i boken 'Djuvärldens utbredningshistoria på skandinaviska halvön' (1922) kolonisationen av våra vatten. Den första perioden efter att isen påbörjat sin avsmältning kallas för den senoglaciala perioden och varade mellan ca 13 000 - 9 000 f.k. . Klimatet var då till en början strängt arktiskt för att succesivt övergå till mera boreala förhållanden mera liknande dagens förhållanden. Inlandsisen avsmälte relativt snabbt. Östersjöns salthalt varierade beroende på förhållandet mellan tillskott av sött smält- och flodvatten och kringliggande salt havsvatten. Under den senoglaciala perioden koloniserade framför allt arter som trivs i kallt vatten, t ex röding, öring och lax. Speciellt lätsamt torde det ha varit att nå länets kust för röding, öring och lax för vilka ett saltare vatten ej utgör något spridningshinder. Troligen följdes dessa arter redan under den senare delen av den senoglaciala perioden av arter som kan trivas i både kallt och varmt vatten. Dit hör flera vanliga arter i Västernorrlands län som t ex lake, harr, gädda, abborre, elritsa, stensimpa och sik.



Laxen var en av de första arterna som koloniserade våra vatten då landisen drog sig tillbaka. Naturlekande lax är numera starkt tillbakaträngd i länet. Foto Oskar Norrgramm.

Den senoglaciala perioden följdes av en period med varmare klimat. För omkring 8500 år sedan var inlandsisen helt avsmält. Östersjön bestod då av ett stort sött innanhav kallat Ancylussjön. Klimatet var varmare än nu och detta tillsammans med ett utsöstat innanhav utan spridningsbarriärer gav de mera värmekrävande arterna som t ex sarv, gös, mört och braxen fritt fram att kolonisera vår kust från flodmynningarna i syd och sydost.

Detta var också den sista invandringsvågen av betydelse för fisk. Möjligheterna att sprida sig upp i vattensystemen berodde på en kombination av arternas förmåga att klara vandringshinder och när i tiden de nådde vår kust. De tidiga arterna röding och öring som dessutom är goda simmare och föredrar kallt vatten har i princip haft möjlighet att följa isranden. Senare invandrade arter mötte fler vandringshinder orsakade av landhöjning och isavlagringar som reducerade deras spridningsmöjligheter. De ryggradslösa djuren har troligtvis en likartad invandringshistoria med den skillnad att de, även aktivt genom att flyga eller passivt via fåglar och vind, kan sprida sig landvägen mellan vattensystem.

Klimatförbättringen fortsatte efter att inlandsisen avsmält. För ca 5000-6000 år sedan var klimatet som allra varmast. Det innebär för organismerna i våra vatten att de första kolonisatorerna, de mera kallvattenföredragande, under loppet av bara några tusen år upplevt en enorm klimatförändring mot ett varmare klimat. Våra sjöar och vattendrag var då betydligt mer produktiva än nu. Det fanns rikligt med för växterna lättåtkomlig näring och vattnet var betydligt varmare. Många sjöar, speciellt de något grundare, hade säkerligen problem med syrebrist. Under denna period förbättrades förhållandena för de arter som trivs i varmt vatten. Konkurrensförhållandena för de mer syrekrävande arterna som trivs i kallt vatten försämrades därmed och deras förekomst torde ha reducerats högst betydligt. De djupare och kallare sjöarna fyllde då sannolikt samma funktion djurgeografiskt sett som höga berg. En motsvarande klimatförändring i motsatt riktning, dock ej lika stor, har de mera värmeföredragande arterna upplevt. Visserligen förbättrades klimatet ytterligare efter deras invandring under ancylustiden, vilket säkert bidrog till deras spridning i vattensystemen, men därefter har dessa arter upplevt en klimatförsämring mot nutida klimatförhållanden. Sjöarna och vattendragen har blivit kallare och näringsfattigare och detta torde ha resulterat i en försämring av konkurrensförhållande för de mera värmeföredragande arterna.

I Västernorrlands län finns många vattenlevande arters nordgräns i Sverige, speciellt gäller detta snäckor och musslor. Sannolikt är dessa förekomster sk postglaciala värmerelikter. Vi har även exempel på relikter från den kallare perioden (senoglaciala relikter).

Biologisk mångfald

Sammanfattningsvis så kan vi konstatera att under mycket kort tid i ett historiskt perspektiv har stora biologiska förändringar ägt rum. Fortfarande pågår naturliga förändringar om än i mindre skala. Landhöjningen orsakar vandringshinder, påskyndar igenväxningen av sjöar och avsnör havsvikar som sedermera blir sjöar. Det rinnande vattnet kan bryta igenom strandbrinkar så att korvsjöar avsnörs och nya vattendragssträckor uppstår, transportera sediment som avsätts som t ex deltabildningar i sjöars inlopp. Men några större omdanande naturliga förändringar av landskapet eller naturliga tillskott av genetiskt material är ej att räkna med inom överskådlig tid. Som tidigare beskrivits så finns otaliga naturliga variationsmöjligheter bland våra vatten som innebär skilda förutsättningar för djurlivet. Den naturliga genetiska variationen inom och mellan arter i det ekologiskt mosaikartade vattenlandskapet är den biologiska mångfald som vi enligt Riodeklarationen om biologisk mångfald skall ta ett ansvar över i samhällsplaneringen.

Mänsklig påverkan

Människan har genom sin verksamhet påverkat och i många fall kraftigt förändrat förutsättningarna för en naturlig biologisk mångfald i våra sjöar och vattendrag. Till påverkan av mera ringa art kan räknas t ex skattning av fiskbestånd för hushållsbruk, nyttjandet av vattnet för konsumtion och bad. I länet har 143 sjöar omgivna av odlingsmark sänkts, i syfte att utöka markarealen för odling och ytterligare 22 helt torrlagts. De flesta sjösänkningarna ägde rum mellan åren 1860 och 1940. I de fall sjöarna torrlades innebar det naturligtvis en katastrof för de vattenlevande organismerna. Men i många sjöar, speciellt de något djupare, har en ny motsvarande strandzon kunnat utvecklas med tiden och det nuvarande växt- och djurlivet är då sannolikt någorlunda likt det ursprungliga. Odling i närheten av sjöar och vattendrag medför ökad näringstillförsel. Förutom att gynna organismer som föredrar näringsrikare sjöar påskyndar näringstillförseln igenväxningen av sjöar och ökar risken för episoder med syrebrist. En del vatten mottar kommunalt eller industriellt avloppsvatten. För många organismer i våra sjöar kan detta vara förödande.



Kalkningsanslaget är nödvändigt för att det skall kunna bedrivas ett framgångsrikt naturvårdsarbete i länets sjöar och vattendrag. Foto Pelle Molin.

Värre är det då med de luftburna utsläppen. Dessa sprids över ett större område och kan dessutom komma långväga ifrån. Surt nedfall kan orsaka fiskdöd. Men långt innan detta inträffar försämras villkoren för en rad organismer känsliga för surt vatten. För att motverka detta kalkas c a 400 av länets sjöar. En stor andel, c a 40-50 %, av länets sjöar har förhöjda kvicksilverhalter i fisken. Detta är inte bara en olägenhet för människan utan även för andra organismer högt upp i näringskedjan. Skogsbrukets dikningar och kalavverkningar påverkar vattnets rörelser i marken. Sjöarnas till- och utlopp utgör i många fall viktiga lekområden eller födosöksplatser för sjöns fiskar. Felaktigt nedgrävda vägtrummor, diken direkt ut i vattendrag och avverkning utan skyddzon till vattendragen kan få ödesdigra konsekvenser för djurlivet i våra sjöar. Senare undersökningar tyder på att drygt 40 % av länets heltrummor utgör vandringshinder för öring i storleksintervallet 10-20 cm.

På den tiden timret flottades byggdes dammar i sjöarnas utlopp för att kunna släppa på vattnet när flottningen skulle ske. Rester av dessa dammar utgör idag vandringshinder. Vart och vartannat av våra vattendrag har varit föremål för flottning av timmer. För detta ändamål var det nödvändigt att rensa bort grövre substrat och korrigera vattendragens lopp så att timret kunde transporteras utan att fastna. Vattendragen blev därigenom variationsfattigare och därmed även biologiskt utarmade.

På en del svåråtgärdade sträckor byggdes flottrännor med påföljden att vattendraget på den sträckan förblev orörd. Sådana opåverkade sträckor anses nu ha höga naturvärden. Sjöarna har även reglerats för att säkerställa färskvattenbehovet till industrin eller för att utvinna energi. Speciellt förödande ekologiska konsekvenser har regleringen av våra älvar medfört. Det är inte bara organismer knutna till rinnande vatten som drabbats av regleringarna. En kategori sjöar som drabbats hårt i länet är de stora älvsjöarna. Älvsjöar är sannolikt den artrikaste sjötypen och är mycket viktig för regionens biologiska mångfald.

Väldigt många av länets sjöar har ett lämpligt vattenklimat för kallvattensarter. Trots detta så är det inte ovanligt att dessa arter saknas av naturliga orsaker. Den viktigaste anledningen till detta torde vara att de kallvattenföredragande arterna under den postglaciala värmeperioden tappade mark. Det har inneburit att det med stor framgång bedrivits utplanteringar av dessa mer mat- och sportfiskeintressanta arterna i en stor del av länets sjöar. I c a 400 sjöar har man dessutom med hjälp av det giftiga ämnet rotenon slagit ut den s k 'skräpfisken' till förmån för arter som är främmande för sjön. Fortfarande ges av länsstyrelsen tillstånd till rotenonbehandling av sjöar med naturligt fiskbestånd och till utplantering av fisk i skyddsvärda naturligt fisklösa sjöar. Det är också vanligt att man i syfte att öka fångsten vid sportfiske stödutplanterar



Rotenonbehandling förekommer fortfarande i Västernorrlands län. Teckning Ann-Christine Skoglund.

befintliga fiskarter eller att inhemska arter anses fattas i sjöar där de naturligt ej finns och därför utplanteras. Av detta följer genetisk utarmning samt ändrade konkurrensförhållanden för de naturligt förekommande fiskstammarna och arterna. Även för landet främmande arter har satts ut. Bäckröding är en art som etablerats i länet som en följd av utplanteringar. Länet utgör nu tyvärr ett viktigt område för dess utbredning i Sverige. De ekologiska konsekvenserna av denna typ av fiskavård är dåligt utredd. Sammanfattningsvis så kan vi konstatera utan att överdriva problemet att det torde vara få sjöar och vattendrag i länet som inte antingen direkt eller indirekt påverkats av mänsklig aktivitet så att den naturliga biologiska mångfalden förändrats.

Målet med inventeringen

I den vetenskapliga naturvården har vi att skilja på den biologiska mångfald som kan anses naturlig och den som vi människor påverkat eller nyskapat. För att klara av detta måste naturvårdsansvariga

uppmärksamma hotade, sårbara, sällsynta och hänsynskrävande arter och deras uppehållsplatser samt vatten med ingen till obetydlig mänsklig påverkan. Enda sättet att erhålla nödvändigt underlag för detta arbete är att utföra inventeringar.

Informationen måste sedan göras tillgänglig så att de olika samhällssektorena kan ta sitt sektoransvar för en långsiktig hållbar utveckling. I Västernorrlands län finns ej någon biologiskt inriktad inventering av sjöar med åtföljande naturvärdesbedömning och vattenplanering tidigare publicerad. I denna rapport redovisas resultatet från en översiktlig inventering av 99 sjöar och 50 vattendrag. Sjöarna har undersökts med avseende på vattenkemi, bottenfauna, fisk, istidsrelikter, fåglar och växter och vattendragen med avseende på vattenkemi, bottenfauna, flodpärlmussla, fisk, strömstare och utter. Rapporten omfattar även kringinformation som exempelvis djupuppgifter, beskrivning av tillrinningsområden och mänsklig påverkan.

INVENTERINGENS UPPLÄGGNING

För att på allvar kunna ta hänsyn till biologisk mångfald i samhällsplaneringen är det nödvändigt att inventeringar med biologisk inriktning genomförs. I speciellt sötvattenmiljöer är kunskapsunderlaget mycket svagt. Inventeringen omfattar 99 sjöar och 50 vattendrag väl spridda geografiskt i Västernorrlands län. I de flesta av inventeringsobjekten fanns sedan tidigare kända naturvärden. En stor vikt har lagts vid att undersöka objektens biologiska förhållanden men även vattenkemi och objektens omgivande mark har beskrivits. Den efterföljande naturvärdesbedömningen baseras i första hand på graden av mänsklig påverkan samt förekomsten av hotade arter och biotoper.

Nytan med inventeringen

Inventeringens viktigaste uppgift är att förse samhället med underlag för att bevara biologisk mångfald. Med biologisk mångfald menas enkelt uttryckt genetisk variation inom och mellan arter. För att inte en utarmning av denna variation skall ske måste nödvändiga livsmiljöer upprätthållas. Det sker ständigt en påverkan av mänskliga aktiviteter på organismernas livsmiljöer. Utrymmet för organismerna krymper därmed och i takt med detta ökar risken för skador såsom oersättlig förlust av genetisk variation. Biologiskt inriktade invente-

ringar är en förutsättning för att nödvändig hänsyn till biologisk mångfald skall kunna tas inom samhällsplaneringen. Samhället satsar t ex årligen ca 200 miljoner kronor på att åtgärda försurat vatten med kalk. I Västernorrland sprids kalk för en summa av omkring 10 miljoner kronor årligen. Syftet är att avgifta vattnet så att naturligt förekommande organismer skall kunna fortsätta att leva i länets sjöar och vattendrag.

En förutsättning för att kunna bedriva en genomtänkt och välplanerad kalkningsverksamhet är en gedigen biologisk kunskap om våra sjöar och vattendrag. Speciellt viktig är en sådan kunskap om de tillgängliga medlen för att åtgärda sura vatten är mindre än behovet. Då måste avvägningar över var kalkningsinsatserna kan göra störst nytta för naturlig biologisk mångfald göras. En mindre del av kalkningsanslaget är avsatt för att kunna bedriva biologisk återställning i de vatten som är föremål för kalkning. Ibland kan ej växt- och djurliv återkolonisera efter kalkning på grund av andra orsaker, exempelvis vandringshinder och försämrad livsmiljö. Det är naturligtvis absolut nödvändigt att biologisk kunskap finns tillgänglig för ett effektivt användande av medlen för biologisk återställning.



*En del av kalkningsanslaget används till biologisk återställning. Att åtgärda vandringshinder är en av de mest angelägna åtgärderna för att våra vattendrag skall vara levande. Kunskap om vattendragens biologi är nödvändig för arbetets genomförande.
Foto Oskar Norrgrann.*

Ett av portalmålen för svensk naturvård är idag bevarandet av biologisk mångfald. I miljöbalken skall hänsyn tas till ärendenas påverkan på biologisk mångfald. Återigen, hur ska detta vara möjligt utan kunskap om befintlig biologisk mångfald? Ett betydligt större ansvar åvilar numer sökande att beskriva biologiska konsekvenserna av en åtgärd. Underlaget som samlas in vid en inventering måste slussas vidare in i samhällsplaneringen för hur våra sötvattenresurser skall ha en långsiktig bäring. Kommunerna gör översiktsplaner. Länsstyrelsen gör miljöanalyser, pekar ut naturvatten, riksojekt och vatten som bör bli föremål för skydd. Flera samhällssektorer har på regeringens uppdrag tagit fram aktionsplaner för biologisk mångfald. Veldig många fina formuleringar skrivs, men utan biologisk kunskap kan de ej tillämpas utan stannar vid verkningslösa fraser. Var finns hotade arter och livsmiljöer? Var finns någorlunda naturliga livsmiljöer med naturlig fauna och flora? Vilka naturvårdsåtgärder är mest effektiva och hur skall åtgärderna genomföras för att nå längst i målet att bevara biologisk mångfald? Det finns åtskilligt med frågor som bara kan besvaras efter analys av biologiska data.

Under 90-talet gav regeringen uppdrag till naturvårdsverket att bygga upp en miljöövervakning i Sverige. Tanken var god. Med gemensamma metoder skulle ett nationellt och ett regionalt miljöövervakningsprogram tillsammans på sikt kunna svara på frågor såsom om fisken blir giftigare eller om uttern ökar i Sverige eller kanske bara regionalt i Västernorrland. Tyvärr så glömdes satsningen på medel bort. Då optimismen fortfarande grodde och de sjöar och vattendrag som skulle bli föremål för tidseriestudier i länet skulle väljas, baserades urvalet av vatten på de biologiska resultaten från denna inventering. Med resultaten från inventeringen i ryggen så kan även relevanta diskussioner föras om vilka arter som bör uppmärksammas extra mycket i regionen, s k ansvarsarter. Dessa arter bör sedan ingå i ett seriöst menat regionalt handlingsprogram. Ytterligare en sak som genereras av en inventering är kunskapsbrist! Eller snarare kunskapen om det skriande behovet av ytterligare kunskap.

Urvalet av objekt

I länet finns mer än 4000 sjöar större än 1 hektar och grovt uppskattat 10 000 km vattendrag utmärkta på topografiska kartan. Vilka av alla dessa vatten skulle bli föremål för studier? Frågan var inte lätt att besvara. Ett sätt att lösa problemet skul-

le ha varit att göra valet helt slumpmässigt. Då skulle generella slutsatser kunna dras om sjöar och vattendrag i Västernorrlands län. Risken att optimala resultat, med tanke på de förväntningar som fanns, skulle utebli bedömdes dock vara för stor. Därför gjordes ett subjektivt urval huvudsakligen baserat på kännedom om naturvärden. Det bedömdes att ett sådant urval i större grad skulle kunna tillfredsställa samhällets behov av kunskap. Men läsaren bör ha i minne att ett sådant urval diskvalificerar långtgående generella slutsatser om länets sjöar och vattendrag. Inventeringens basprogram har bestått i att under 3 fältsäsonger i såväl sjöarna som vattendragen dokumentera biologi och vattenkemi. Sjöarna som var föremål för inventeringen besöktes 1985-1987 och vattendragen mellan 1990-1992.

Valet av sjöar gjordes efter olika teman. Första årets tema var trolig förekomst av istidsrelikter. De 30 första sjöarna skulle sålunda vara belägna under högsta kustlinjen och ha ett största djup som överstiger 15 meter. Dessa sjöar uppfyller de mest grundläggande kraven för att istidsrelikterna ska ha haft möjlighet att kolonisera dem och att de dessutom ska kunna finnas kvar i dessa dagar. I grundare sjöar kan avsaknaden av kallt syrerikt vatten vara begränsande för deras förekomst.

Länsstyrelsens djuparkiv och sjöarnas läge i förhållande till högsta kustlinjen låg till grund för valet. Större delen av de första 30 sjöarna kom därmed att hamna längs länets kustregion.



Förekomsten av kända naturvärden har till stor del styrts valet av inventeringsobjekt. I vattendragen har kända förekomster av flodpärlmussla spelat en stor roll. Foto Oskar Norrgrann.

Andra årets teman var röding och fågelsjöar. Med rödingsjöar menas att det finns ett naturlekande bestånd av röding i sjön. En fågelsjö är en sjö som uppmärksammas för dess rika fågelliv. De flesta av de 11 rödingsjöarna valdes ut av dåvarande fiskenämnden medan förslagen på fågelsjöar inhämtades från ornitologiska föreningarna i Medelpad respektive Ångermanland. Av de föreslagna fågelsjöarna valdes 19 stycken. Dessa 30 sjöar fick en god geografisk spridning i länet.

Tredje året valdes sjöarna ut dels för att mer tillfredsställande täcka in länet geografiskt (13 sjöar) men även ett antal sjöar med öring (6 sjöar), speciell vattenkvalitet (7 sjöar) och intressant bildningsätt (4 sjöar) blev valda. Förutom öringsjöarna så var kännedom om biologiska naturvärden ringa bland dessa 30 sjöar. Dessa totalt 90 sjöar kompletterades med ytterligare 9 sjöar som varit föremål för miljöövervakning flera år innan inventeringen startade. Dessa 9 sjöar karaktäriserades av representativitet för regionen, tillgänglighet för provtagning och var dessutom relativt opåverkade.

De 50 vattendragen har huvudsakligen valts ut på grund av att det funnits en eller flera av följande arter noterade från vattendraget; flodpärlmussla, havsöring, flodkräfta, utter, flodnejonöga eller strömstare. Även förekomst av goda bestånd av stationär öring och avsaknad av gädda har beaktats. I de flesta av de utvalda vattendragen hade flera av arterna påträffats. En annan viktig faktor som styrde urvalet var graden av mänsklig påverkan, där framförallt reglerade vatten undveks. Vidare fanns, liksom för sjöarna, en strävan efter geografisk och vattenkemisk spridning av de inventerade sträckorna. I en del av de valda vattendragen har bara en viss sträcka av vattendraget blivit föremål för studier. Detta har i de flesta fall berott på att vattendraget varit så långt att de resurser som funnits tillhanda för undersökningen ej räckt till för att ge en rättvis bild av hela vattendraget. I något fall har även bedömningen gjorts att en del av vattendraget helt enkelt inte varit intressant att studera. Kartorna på sidan 10 och 11 visar det geografiska läget för de inventerade sjöarna och vattendragen.

Inventeringens innehåll

Med tanke på den stora bristen av biologisk kunskap om länets sjöar och vattendrag och det uttalade behovet av en ökad biologisk kompetens inom samhällsplaneringen kom biologiska studier att få ett stort utrymme. I sjöarna har de biologiska fältstudierna omfattat bottenfauna, istidsrelikter, fisk,

vatten- och strandväxter och fågel. Vattendragen har varit föremål för studier av bottenfauna, fisk, flodpärlmussla, utter och fågel (strömstare). Både sjöarna och vattendragen har dessutom undersökts med avseende på vattenkemi, mänsklig påverkan och omgivningsfaktorer.

Bottenfaunaundersökningen i sjöarna omfattar litoralzonen, alltså den grunda delen av sjön närmast stranden. Bottenfaunan har insamlats med en handhåv under senvår-försommar. I alla sjöar som har haft både skyddad och exponerad strand har prov insamlats i båda livsmiljöerna. Om någon av strandtyperna saknats har bara ett prov insamlats. Alla sjöar som varit belägna under högsta kustlinjen och djupare än ca 15 meter har med hjälp av en bomtrål trålats efter kräftdjur, som blivit kvar i sjöarna efter inlandsisens tillbakadragande, s k istidsrelikter. Över dessa sjöars största djup har, i syfte att fånga hoppkräftan *Limnocalanus macrurus*, ett vertikalt drag med en planktonhåv gjorts. Provfisket har genomförts med översiktsnät enligt provfiskestandard. Antalet nätnätter i varje sjö har motsvarat ambitionen att kunna uttala sig om förekommande fiskarter. Även studierna av vatten- och strandväxter är i första hand kvalitativ. Metoden som använts syftar i första hand till att beskriva förekomsten av växtarter på ett representativt sätt för de olika typer av stränder som finns i sjön. Målsättningen med fågelstudierna har varit att dokumentera de sjöberoende arter som förekommer under häckningstid och att fastställa ett så högt häckningskriterium enligt BIN F 61 som möjligt för de påträffade arterna.

I varje vattendrag har målsättningen varit att insamla bottenfaunaprover från två forslokaler och ett sel. Ett av forsproven har insamlats i övre delen av den inventerade vattendragsträckan och ett i nedre delen. I några av vattendragen fanns ingen selmiljö. Proverna är insamlade under senvår-försommar med en handhåv vars maskvidd var ca 1,0 mm. Fiskbeståndet har undersökts med hjälp av elfiske enligt utfiskningsmetoden (3 fisken). I varje vattendragsträcka har en lokal i övre delen och en lokal i nedre delen av sträckan fiskats.

Inventeringen av både flodpärlmussla och utter är länstäckande. Det innebär att inte bara de aktuella vattendragsträckorna undersökts. Vid inventeringen av flodpärlmussla har målsättningen varit att besöka alla vattendrag som bedömts ha vatten året om, undersöka om rekrytering av små musslor sker och att dokumentera musselbeståndet med en längdmätning. Utterinventeringens målsättning var att

visa förekomsten av utter i länet med en heltäckande barmarksinventering. De då påträffade utterområdena spårades sedan vintertid med skidor för att ge ett underlag till att diskutera antalet förekommande uttrar samt öka kunskapen om de enskilda områdena. Förekomst av strömstare har noterats i samband med bottenfaunaprovtagning. Dessutom har förekomst eller icke förekomst av bon noterats vid broar.

Både sjöarna och vattendragen omfattas av ett basprogram för vattenkemi. I alla sjöar har vattnet analyserats med avseende på alkalinitet, pH, CaMg, konduktivitet, vattenfärg och totalfosfor. I de vatten som ej varit föremål för kalkning har även klorid och sulfat analyserats. I basprogrammet för sjöarna har ett prov, under stabila vinterförhållanden i mitten av sjön på 2 meters djup, insamlats. Totalfosforprovet har insamlats under sensommaren

(augusti). I de flesta sjöarna har betydligt flera prover insamlats för analys. Basprogrammet i vattendragen omfattar både stabil vinter och vårflovsprovtagning (högflöde). Prover har, i alla vattendrag utom den korta Bänkåsbäcken (Alnön, Sundsvall), insamlats på minst 2 lokaler. En lokal belägen i den övre delen och en lokal i nedre delen av den inventerade sträckan.

Vårflovsproverna har i varje vattendrag insamlats under 3 olika år. Liksom för sjöarna så är totalfosforprovet insamlat under sensommaren. Förutom biologiska och vattenkemiska undersökningar så omfattar inventeringen även beskrivningar av sjöarna och vattendragen samt deras tillrinningsområden och förekomst av mänsklig påverkan.

Utförligare beskrivningar av de olika inventeringsmetoderna finns att läsa i respektive kapitel (se innehållsförteckningen).



Inventeringen bestod av många delmoment som skulle samordnas i tid och rum. Teckning Ann-Christine Skoglund.

Naturvärdesbedömning

En naturvärdesbedömning skall klara av att peka ut vatten som har ett högre naturvärde än andra. Det innebär att den som skall värdera sjöarna måste börja med att definiera vad som är ett högt naturvärde. Vanligtvis så innebär en mänsklig bedömning av vad ett högt värde är detsamma som ett högt pris eller möjligheterna att erhålla en stor summa pengar för något. Eftersom det i princip är hopplöst att värdera alla naturfenomen ekonomiskt så är inte detta tillämpligt vid en naturvärdesbedömning. Andra värderingar måste till. De sjöar och vattendrag som skall bedömas inom ramen för denna inventering kommer att värderas i första hand med avseende på graden av mänsklig påverkan och de förekommande organismerna och deras livsmiljöer. Det som känns absolut tryggast att värdera högt inom naturvården är livsmiljöer med ingen till obetydlig påverkan av mänskliga aktiviteter. Då isen avsmälte och sjöar och vattendrag bildades i terrängen koloniserades de successivt av diverse organismer. Under många årtusenden därefter avgjordes vattnets biologiska förhållanden av klimatet, närmiljön och de olika organismernas spridningsmöjligheter. I ju större utsträckning livsmiljöerna fram till idag har präglats av denna naturliga dynamik, desto större naturlighet och därmed naturvärde har objektet. Detta är det minst kontroversiella kriteriet för att bedöma naturvärdet. Betydligt svårare blir det om vattnets biologiska innehåll skall bedömas.

Ett fiskbestånd som ger god utkomst är naturligtvis värdefullt för den som äger rätten att utnyttja detta. Men i detta fall så är det i första hand hotbilden mot en genetisk variation som skall ligga till grund för den biologiska bedömningen. En naturvärdesbedömning skall klara av att peka ut skyddsvärda vatten. De livsmiljöer som innehåller starkt hotad genetisk information har det högsta skyddsvärdet och kommer därför att värderas högst. Här bör påpekas att vattnet inte måste ha en permanent förekomst av organismerna. Det kan räcka med att vattnet utgör t ex en viktig reproduktionslokal eller rastlokal för att det skall ges ett högt skyddsvärde. Dessa två kriterier för naturvärdet, naturlighet och hotbilden mot genetisk variation (biologisk mångfald), kommer att utgöra huvudingredienserna i bedömningen av vilka vatten i inventeringen som skall ges en större uppmärksamhet i det fortsatta miljövarsarbetet. Det absolut högsta värdet ges, som en logisk följd av resonemanget, till de vatten som har en stor grad av naturlighet och dessutom hyser hotade arter.



Ett vatten måste inte hysa en hotad organism året runt för att det skall fylla en viktig biologisk funktion. Även en vandringsled eller en reproduktionslokal för t ex flodnejonöga har ett högt skyddsvärde. Foto Oskar Norrgrann.

Hur naturvärdesbedömning av sjöar och vattendrag skall ske har diskuterats då och då i drygt 30 år i Sverige. Det brukar mynna ut i att den tillgängliga informationen sorteras in under olika kriterier. Dessa kriterier beskriver var och en för sig ett angreppssätt att bedöma vattnets naturvärde. En väl genomtänkt modell för naturvärdesbedömning presenterades 1983, den så kallade "Älvsborgsmodellen". Strategin för den modellen lyder "De vattenområden som framför allt bör uppmärksammas är dels sådana som väsentligen är orörda, särskilt sådana med en stor mångfald av biotoper, dels områden som hyser unika, hotade eller sårbara naturtyper, biotoper eller arter". Innebörden av formuleringen sammanfaller med den strategi som är tänkt att tillämpas på vattenområdena i denna rapport. En nyansskillnad kan vara det något större intresset för naturtyper, områden och biotoper (livsmiljöer) i "Älvsborgsmodellen". Ju mindre biologiska uppgifter som finns tillgängliga desto större tonvikt brukar läggas på livsmiljöernas beskaffenhet vid bedömningar. Utan en gedigen kunskap om livsmiljöernas biologiska innehåll finns dock en risk att bedömningen kan bli missvisande. Viktigast med bedömningen är ju att peka ut skyddsvärd biologisk mångfald. Därför är det alltid tryggast att först inhämta biologisk kunskap innan viktiga vattenområden skall pekas ut.

De kriterier som skall tillämpas enligt "Älvsborgsmodellen" är påverkan, biologisk funktion, raritet, biologisk mångformighet och betydelse för forskning och undervisning. Med kriteriet påverkan

menas mänskliga ingrepp som gett biologiska och/eller icke biologiska förändringar i objektet som skall värderas. Kriteriet biologisk funktion skall belysa vattnets betydelse för överlevnad av genetisk variation. Raritet är ett frekvensmått. Ur ett vetenskapligt perspektiv bedöms raritet oftast utifrån antalet organismer, utbredningsområdets storlek och antalet platser organismen finns. De olika kriterierna kan sedan ge -, 0, + eller 2+. En sammanvägning av tecknen tillsammans med en verbal beskrivning av vattnet skulle sedan ligga till grund för bedömningen. Systemet har dock ansetts vara för subjektivt utformat och 1996 presenterades System Aqua som var tänkt att ge ett mer objektivt underlag för att värdera sjöar och vattendrag.

System Aqua (SA) är den senaste utredningen som behandlar värdering av sjöar och vattendrag i den vetenskapliga naturvården. SA är tänkt att i första hand användas på objektet (en sjö eller en vattendragsträcka) tillsammans med dess tillhörande tillrinningsområde. Men det är även tänkt att SA ska kunna tillämpas på enbart objektet eller ett tillrinningsområde. SA skiljer sig markant från tidigare förslag på så sätt att den har ett mer utbyggt poängsystem. Poängsättningen för de olika kriterierna skall bilda en värderingsprofil som enligt författarna skall kunna stå sig relativt självständigt utan skriftliga kommentarer. De kriterier som används i SA är strukturell mångformighet, naturlighet, raritet, artrikedom, och representativitet. För

varje kriterie finns ett antal indikatorer definierade. Exempelvis för kriteriet artrikedom finns indikatorerna makrofyter, växtplankton, bottenfauna, fisk och häckande fågel. Ett stort antal arter kan ge 5 poäng medan ett litet antal ger 0 poäng.

Medelvärdet av de olika indikatorernas poäng ger poängtalet för kriteriet artrikedom. Det bör påpekas att uppgifter om alla indikatorer inte är nödvändiga för att kriteriet skall kunna användas. Har man exempelvis bara provfiskat så ska det erhållna poängtalet från provfisket kunna ge kriteriet artrikedom dess poäng. Av värderingsprofilen framgår sedan hur många indikatorer som används och alltså underförstått hur väl underbyggd kriteriet är. Detta poängsystem är tänkt att ge ett mer objektivt underlag och därigenom underlätta kommunikationen mellan personer i administrativ ställning. Om SA skall kunna ge detta objektiva underlag så ställs mycket stora krav på underlagsmaterialet och bedömningarna.

Under 1997 testades den praktiska användbarheten av SA i flera projekt finansierade av medel för miljöövervakning. Ett av projekten var en test av våra data från 50 av de 99 inventerade sjöarna och de 50 inventerade vattendragsträckorna. Vi kom fram till att det återstår en hel del jobb innan SA kan användas som det instrument det är tänkt. Det finns ett stort behov av ett naturvärdesbedömningssystem, men även av bättre anvisningar för hur icke biologisk information om sjöar och vattendrag skall tas fram. I vår studie kom vi fram



Att bevara naturlig biologisk mångfald och att återskapa miljöer till ett så naturligt tillstånd som möjligt är hörnstenar i naturvårdsarbetet. Foto Oskar Norrgrann.

till att SA utgör en bra grundstomme för båda delarna, men att det behövs en hel del förbättringar. En av våra viktigaste synpunkter var att separera just dessa två bitar och vidareutveckla dessa var för sig. Kriteriet strukturell mångformighet skulle då ligga till grund för att utveckla ett bättre verktyg för att hantera icke biologisk information medan kriterierna naturlighet, raritet och artrikedom kan utgöra en grund för att utveckla ett bättre system för naturvärdesbedömning. Men System Aqua har redan börjat att användas i planeringssammanhang. I anvisningarna till den översyn av riksobjekt som genomförs 1998-1999 så hänvisas till kriterier i System Aqua. De kriterier som bedöms kunna användas som stöd för urval av riksintressanta sjöar och vattendrag är naturlighet, strukturell mångformighet, raritet och artrikedom.

Under år 2001 kommer troligtvis en omarbetad version av System Aqua att publiceras. Den kommer att vara uppdelad i två delar. En del omfattar karaktärisering av sjöar och vattendrag och en del naturvärdesbedömning. Viktigaste kriteriet i naturvärdesbedömningen kommer att vara naturlighet. I övrigt kommer bedömningen av vilka vatten som är skyddsvärda i Sverige att baseras på raritet. Artrikedom kommer att fungera som stöd för bedömningen. Ett annat viktigt stöd för bedömningen kommer att vara speciella förhållanden. Karaktärisering av våra vatten kommer att ske med hjälp av en utveckling av kriteriet strukturell mångfald. Dessa beslut togs på ett makalöst framsynt möte på Naturvårdsverket i september månad 1999.

Naturvattenklassificering

Inventeringen omfattar en avsevärd insats av fältarbete. En stor del av länet har besökts. Speciellt inventeringarna riktade mot utter och flodpärlmussla har inneburit en stor kunskap om det allmänna hälsotillståndet hos våra vatten. En besvärande kunskap som detta fört med sig är visdomen om att nästan alla vatten är påverkade av mänskliga aktiviteter. Det kan vara allt från aktiv reglering av vattenflöden till kotramp i ån. I varje nytt vatten som vi besökt har vi nästan alltid påträffat obehagliga överraskningar. Vi kom successivt att allt oftare börja ställa oss frågor såsom: Skall vi inte ha några vatten med en naturlig flora och fauna i länet och hur kan det ha gått så långt utan att det uppmärksammats?

1995 besöktes ett vattensystem på Kolahalvön, älven Varzuga. Inbjudan kom från Institutionen för

Utvecklingsbiologi, Moskva. Anledningen till att vi fick inbjudan var vårt visade intresse för flodpärlmussla. Älven besöktes även av oss 1997. Älven har klarat sig från utsläpp från smältverken och med 1 km skyddszon mot skogsbruk och endast ett par hundra personer boende vid älvens mynning utgör den ett så gott som opåverkat vatten. Älven hyser ett flodpärlmusselbestånd uppskattat till ca 140 miljoner individer. Världens utan konkurrens individrikaste vatten, med god rekrytering av små musslor. Värdfisken är lax. Älven utgör den mest individtäta atlantlaxälven man känner till. Havsörn är vanligt förekommande längs älven och en och annan utter kan påträffas. Befolkningen vid älvens mynning lever på laxfiske. Med en så kallad RUZ (fiskfälla) spärras hela älven av och genom att bara ha den stängd var tredje dag skattas laxbeståndet på ett långsiktigt hållbart sätt.

Varzuga hyser ett extremt högt naturvärde motsvarande vad länets huvudälvar sannolikt skulle haft om de hade varit orörda. Under vår inventering har vi i ett par vatten stött på motsvarande naturvärden, men då naturligtvis i miniatyrformat. Det har varit några meter breda biflöden till våra huvudälvar. Vad vi dessutom har sett är att det fortfarande finns möjligheter att restaurera, på ett ekologiskt korrekt sätt, så att fler vatten kan hysa en naturlig fauna och flora. Våra vatten, till skillnad från vatten i andra sydligare delar av Europa, har stora möjligheter att restaureras. Det som utmärker våra vatten är att de fortfarande är relativt levande och rinner mestadels i sina naturliga fåror. Ett trendbrott avseende vår respekt för djur och växtliv knuten till vatten är dock ett måste och det snabbt. Vi är medvetna om att det är betydligt svårare att vinna gehör för det som finns under vattenytan i förhållande till det som finns ovan vattenytan. Men svårigheter är till för att övervinna. Vår inställning är att det till stor del är kunskapsbrist som hotar våra vatten.

År 1992 antogs i Rio konventionen om skydd av biologisk mångfald. Hela 167 stater skrev under deklarationen. Det gör den till en av de största internationella överenskommelserna genom tiderna. Enligt konventionen skall varje land ta ansvar för de hotade arter av växter och djur som naturligt förekommer där. För Sveriges del trädde konventionen i kraft 1994. Det nationella åtagandet enligt konventionen innebär inte bara att bevara dagens mångfald utan även att restaurera den. Under 1993 fattade riksdagen ett beslut om en svensk strategi för biologisk mångfald (prop

1993/94:30). Målet är att den biologiska mångfalden och den genetiska variationen skall säkerställas. Växt- och djursamhällen skall bevaras så att alla i landet naturligt förekommande arter ges förutsättningar att fortleva under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd.

Då länets miljöanalys skulle genomföras kom problematiken kring biologisk mångfald att vara en central fråga i strävan efter ett långsiktigt hållbart samhälle. Detta mynnade ut i ett konkret förslag som kom att lägga grunden för det nödvändiga trendbrottet avseende biologisk mångfald i våra sjöar och vattendrag. I länets handlingsprogram för en bättre miljö definierades begreppet naturvatten. Med naturvatten menas ett vatten med ingen till obetydlig störning av mänsklig aktivitet. Till att börja med så skulle de sjöar och vattendrag som ingår i denna inventering klassificeras. Därpå skulle kommunerna genom aktiv vattenplanering fylla på med fler vatten. Våra vatten skulle då delas in i 4 grupper:

1. Naturvatten
- 2a. Möjliga naturvatten där naturvårdsåtgärder påbörjats
- 2b. Möjliga naturvatten där naturvårdsåtgärder ej påbörjats.
3. Övriga vatten

Naturvatten är de sjöar och vattendrag som uppfyller länets miljökvalitetsmål med avseende på näringsämnen, syrehalt, surhet, metaller, främmande genetiskt material, vattenföring och vattnet som fysisk miljö för organismer. Möjliga naturvatten är de vatten där inte alla miljökvalitetsmål är uppfyllda men målsättningen är att de skall återställas till naturvatten. Övriga vatten är de vatten som inte inom överskådlig tid kan eller skall återställas till naturvatten. På detta sätt skulle en grund skapas till att vattnen behandlas lika av alla aktörer ute i samhället och därmed skulle chanserna öka avsevärt till att kommande generationer ska få uppleva ekologiskt fungerande vatten. De vatten som klassificerats som möjliga naturvatten skulle i takt med att de börjar åtgärdas delas in i klass 2a respektive 2b.

Då System Aqua publicerades visade det sig att ett av kriterierna för att beskriva vatten var naturlighet. Med tanke på våra långtgående planer för en aktiv vattenplanering med naturlighet som utgångspunkt blev det nödvändigt att sammanföra SA med våra tankar om naturvattenklassificering. Med tanke på att intentionerna nu är att kriteriet naturlighet skall få högsta status i SA kommer detta att underlätta arbetet med att ta fram underlag för naturvattenklassificering av länets vatten. Vår stora förhoppning är att en aktiv vattenplane-



Det finns få naturvatten i länet. De allra flesta vatten har behov av aktiva naturvårdsåtgärder för att kunna klassificeras som naturvatten. Rensning av vattendragen i syfte att underlätta flottningen av timmer är en vanlig påverkan i länets vattendrag. Biotopen kan återställas med hjälp av en grävare. Chaufför Håkan Söderberg.

ring tillsammans med en utvecklad naturvärdesbedömning tillsammans skall kunna resultera i att Sverige skall komma ur det handlingsförlamade tillstånd som nu präglar naturvärden mot våra sötvattenresurser. Alla inventerade sjöar och vattendrag kommer att naturvärdesbedömas och naturvattenklassificeras.

Avrapportering

Inventeringen är omfattande, vilket kommer att avspeglats i slutrapportens sidantal. Antalet sidor kommer med största sannolikhet att överstiga 1000. Det kommer även att vara en tidsförskjutning mellan första och sista kapitlets slutförande som kan upplevas besvärande. Vi har därför beslutat att publicera rapporten i takt med att den växer fram. Detta är möjligt tack vare internet. Tillgång till rapporten erhålls via Länsstyrelsens hemsida (www.y.lst.se). Strukturen på redovisningen kommer att bli så att de olika delstudierna (vattenkemi, bottenfauna, istidsrelikter etc.) redovisas med metoder, resultat och diskussion i fristående kapitel. I dessa kapitel kommer sjöarna respektive vattendragen att behandlas tillsammans. Viktiga frå-

gor att besvara i dessa kapitel är vilka arter som påträffats, hur vanliga de är och var de förekommer. Dessutom innehåller kapitlen en del ekologiska och miljööriktade analyser. Det insamlade materialet tillåter dock betydligt mer omfattande, framför allt ekologiska, analyser än vad som inryms inom denna publikation. Förhoppningsvis kommer det skrivna att inspirera till mer omfattande analyser som kan vara möjliga att genomföra under andra omständigheter eller av andra människor.

Förutom dessa kapitel så kommer varje inventerat objekt att redovisas var för sig i något som vi kallar för faktablad. Faktabladen är precis vad det låter, 3-5 sidor per objekt, späckade med de data som samlats in. Bara faktabladen för de 149 objekten kommer att omfatta i runda tal 600 sidor! Som avslutning på rapporten kommer en naturvärdesbedömning och en naturvattenklassificering att redovisas. Viktigt här är att även uppmärksamma hotbilden samt föreslå nödvändiga åtgärder för att skydda, bibehålla och förbättra förhållandena för länets naturligt förekommande växt- och djurliv.

Litteratur

Berntell Anders m fl. 1983. Kriterier för värdering av sjöar från naturvårdssynpunkt. Naturvårdsenheten, Länsstyrelsen i Älvsborgs län. ISSN 0347-8564.

Hoffsten, Per-Ola, 1995. Why are some species rare? Rarity among invertebrates of streams and rivers. Department of animal ecology University of Umeå. Introductory research essay no. 26, 30 pp.

Lagerkvist Gunnar, 1997. Hur fungerar System Aqua? En sammanställning och utvärdering av projekt inom miljöövervakningens specialområde "System Aqua" 1997. Länsstyrelsen Jönköpings län meddelande 1997:54. ISSN 1101-9425.

Länsstyrelsen Gävleborgs län, 1992. Urval och värdering av skyddsvärda vattendrag. Länsstyrelsen i Gävleborg, Enheten för miljövard och fiskefrågor. Rapport 1992:8, 20 sidor. ISSN 0284-5954.

Länsstyrelsen i Västernorrland, 1997. Miljöstrategi för Västernorrlands län. Handlingsprogram med regionala miljömål. Länsstyrelsen i Västernorrland publikation 1997:2. ISSN 0280-1140.

Naturvårdsverket, 1998. Anvisningar för översyn av områden av riksintresse för naturvård enligt 2 kap 6 & NRL. Stencil från Naturvårdsverket, 79 sidor.

Statens naturvårdsverk, 1975. Översiktlig naturinventering och naturvårdsplanering. Råd och anvisningar. SNV 1975:1, 200 sidor. ISBN 91-38-02208-7.

Söderberg Håkan, Norrgrann Oskar, Bergengren Jakob, 1997. Test av System Aqua på sjöar och vattendrag i Västernorrlands län – slutrapport. Stencil från Miljöanalyssektionen, Länsstyrelsen i Västernorrlands län. 50 sidor.

Theorin Björn, 1988. Värdering av sjöar och vattendrag i den vetenskapliga naturvärden. Naturvårdsverket rapport nr 3439, 78 sidor. ISBN 91-620-3439-1.

Willén Eva, Andersson Berta, och Söderbäck Björn, 1996. System Aqua. Underlag för karakterisering av sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4553, 61 sidor. ISBN 91-620-4553-7.

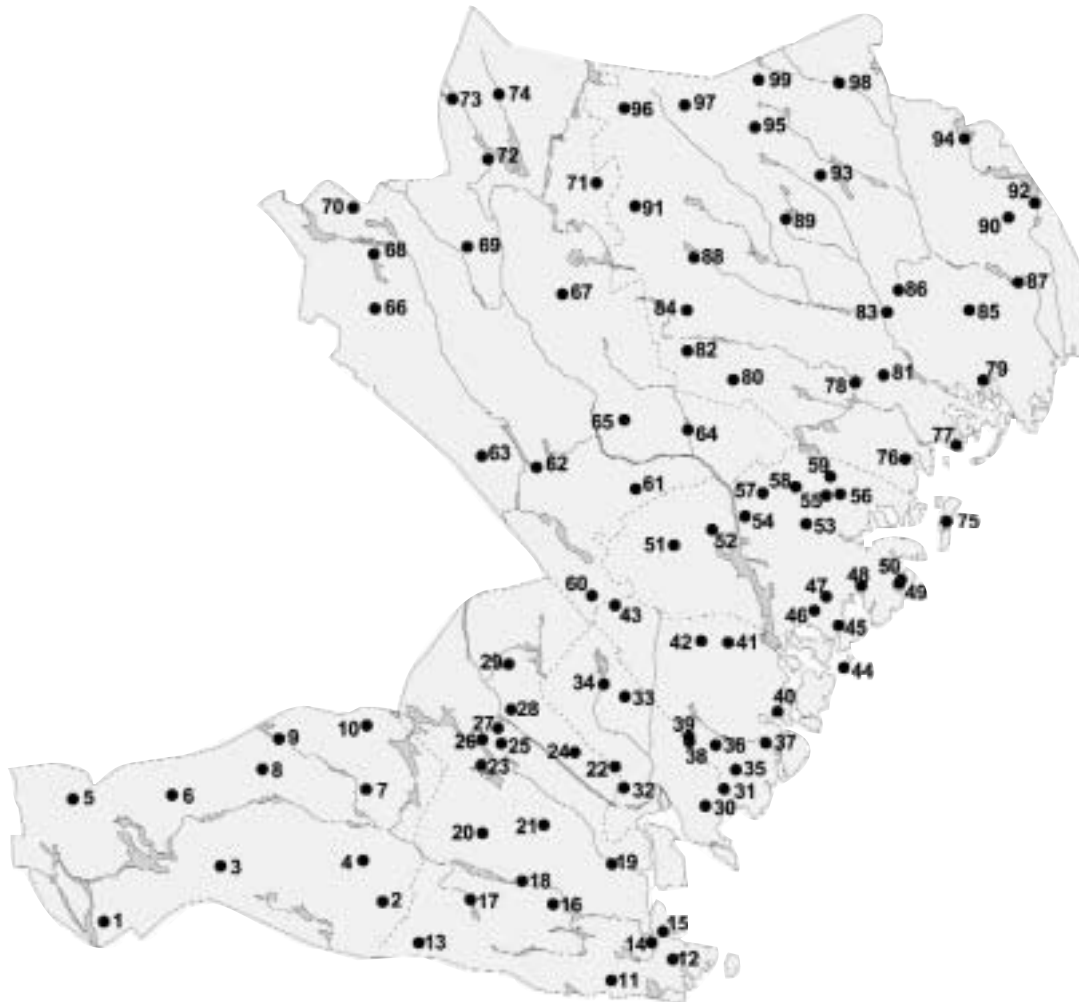
SJÖ- OCH VATTENDRAGSINVENTERING I VÄSTERNORRLANDS LÄN
- INVENTERINGENS UPPLÄGGNING -

Sjöarna i inventeringen

| Nr | Namn | x koord | y koord | Nr | Namn | x koord | y koord |
|----|---------------------|---------|---------|----|---------------------|---------|---------|
| 1 | Väster-Linsjön | 691002 | 146713 | 63 | Finnsjön | 700784 | 154633 |
| 2 | Munktorpsjön | 691422 | 152558 | 64 | Björksjön | 701335 | 158957 |
| 3 | Råsjön | 692167 | 149155 | 65 | Björkingsjön | 701548 | 157628 |
| 4 | Roggsjön | 692284 | 152147 | 66 | Lungsjön | 703887 | 152394 |
| 5 | Stensjön | 693576 | 146063 | 67 | Stor-Fängsjön | 704180 | 156327 |
| 6 | V Vattensjön | 693664 | 148142 | 68 | Lafsjön | 705032 | 152373 |
| 7 | Skärvingen | 693776 | 152212 | 69 | Hemsjön | 705179 | 154330 |
| 8 | Nedertjärnen | 694204 | 150034 | 70 | Lill-Mårdsjön | 706003 | 151943 |
| 9 | Torringen | 694837 | 150385 | 71 | Kläppsjön | 706521 | 157045 |
| 10 | Kassjön | 695125 | 152223 | 72 | Betarsjön | 707027 | 154763 |
| 11 | Hornsjön | 689767 | 157351 | 73 | Skirsjön | 708294 | 154016 |
| 12 | Mingen | 690211 | 158642 | 74 | Lill-Kärmsjön | 708391 | 154991 |
| 13 | Ulvsjön | 690558 | 153316 | 75 | Bysjön | 699408 | 164377 |
| 14 | Skrängstasjön | 690563 | 158199 | 76 | Skulesjön | 700717 | 163512 |
| 15 | Kräkstasjön | 690797 | 158442 | 77 | Balestjärnen | 701015 | 164591 |
| 16 | Väster-Rännöbodsjön | 691365 | 156127 | 78 | Bysjön | 702328 | 162466 |
| 17 | Viggesjön | 691463 | 154400 | 79 | öfjärden | 702372 | 165146 |
| 18 | Stödesjön | 691855 | 155480 | 80 | Oppsjön | 702389 | 159908 |
| 19 | Selångersfjärden | 692212 | 157367 | 81 | Billsjösjön | 702489 | 163064 |
| 20 | Gransjön | 692866 | 154650 | 82 | Bärmsjön | 702995 | 158946 |
| 21 | Väster-Lövsjön | 693032 | 155932 | 83 | östansjösjön | 703810 | 163138 |
| 22 | Stor-Myckelsjön | 694252 | 157428 | 84 | Lövsjön | 703846 | 158935 |
| 23 | Navarn | 694291 | 154626 | 85 | Landsjösjön | 703847 | 164859 |
| 24 | Bjässjön | 694557 | 156590 | 86 | Djupsjösjön | 704270 | 163370 |
| 25 | Stor-Sundsjön | 694741 | 155051 | 87 | Gissjön | 704439 | 165882 |
| 26 | Lill-Ottern | 694829 | 154644 | 88 | Hällvattnet | 704955 | 159090 |
| 27 | Sandören | 695068 | 154971 | 89 | Sör-Mesjön | 705769 | 161016 |
| 28 | Väckesjön | 695459 | 155259 | 90 | Stor-Hattsjön | 705800 | 165680 |
| 29 | Stor-Vallsjön | 696414 | 155203 | 91 | Södra Bergsjön | 706041 | 157858 |
| 30 | Strindsjön | 693431 | 159323 | 92 | Yttre Lemesjön | 706097 | 166229 |
| 31 | Storsjön | 693797 | 159720 | 93 | Sör-Galgrubbsjön | 706691 | 161743 |
| 32 | Stor-Snågden | 693812 | 157618 | 94 | önskasjön | 707458 | 164762 |
| 33 | Skinnen | 695729 | 157640 | 95 | Rödvattensjön | 707692 | 160360 |
| 34 | Stor-Laxsjön | 695990 | 157190 | 96 | Mossaträsksjön | 708093 | 157626 |
| 35 | Häggsjön | 694197 | 159968 | 97 | Stor-Rödvattenssjön | 708156 | 158894 |
| 36 | Näggärdstjärnen | 694717 | 159540 | 98 | Remmarsjön | 708619 | 162132 |
| 37 | Nässjön | 694757 | 160595 | 99 | Stenbitsjön | 708691 | 160443 |
| 38 | Lill-Roten | 694774 | 158987 | | | | |
| 39 | Iggen | 694881 | 158979 | | | | |
| 40 | Finsviken | 695413 | 160844 | | | | |
| 41 | Hösjön | 696866 | 159803 | | | | |
| 42 | Selasjön | 696898 | 159243 | | | | |
| 43 | Bastusjön | 697641 | 157433 | | | | |
| 44 | Gammhamnen | 696338 | 162229 | | | | |
| 45 | Skiringen | 697224 | 162117 | | | | |
| 46 | Norasundet | 697543 | 161611 | | | | |
| 47 | Storsjön | 697834 | 161863 | | | | |
| 48 | Vågsfjärden | 698062 | 162600 | | | | |
| 49 | Kindborgstjärnen | 698112 | 163389 | | | | |
| 50 | Rävsöjtjärnen | 698186 | 163428 | | | | |
| 51 | Valasjön | 698918 | 158665 | | | | |
| 52 | Lesjön | 699241 | 159461 | | | | |
| 53 | Lill-åkersjön | 699356 | 161439 | | | | |
| 54 | Dämstasjön | 699517 | 160160 | | | | |
| 55 | Bergsjön | 699954 | 161861 | | | | |
| 56 | Stor-Våmsjön | 699987 | 162148 | | | | |
| 57 | Inner-Hundsjön | 700009 | 160532 | | | | |
| 58 | Gålsjön | 700135 | 161219 | | | | |
| 59 | Djupvattnet | 700358 | 161950 | | | | |
| 60 | Vällingsjön | 697853 | 156942 | | | | |
| 61 | Källsjön | 700088 | 157869 | | | | |
| 62 | Helgumsjön | 700543 | 155787 | | | | |

Se karta över sjöarna på kommande sida.

De 99 inventerade sjöarnas läge

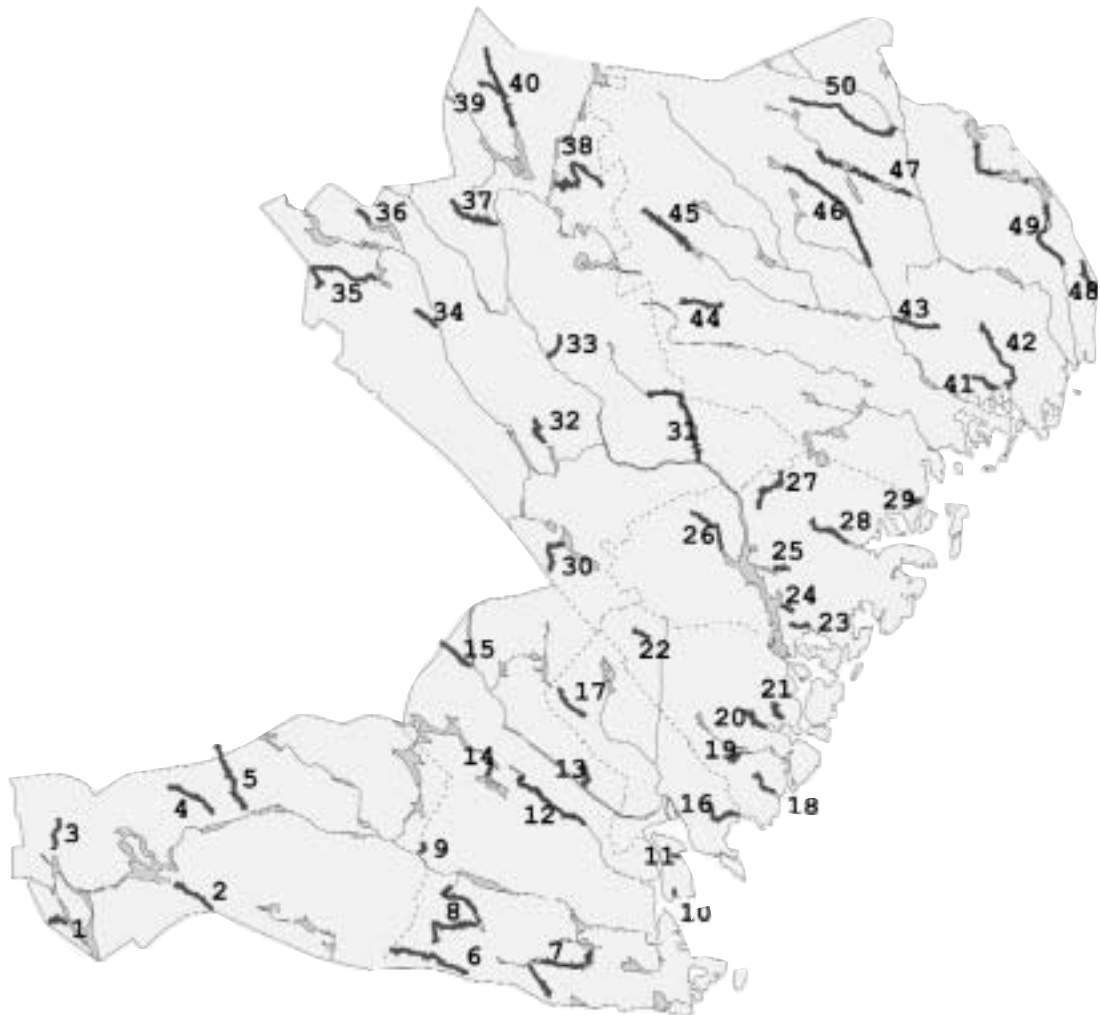


Vattendragen i inventeringen

| Nr | Namn | x koord | y koord |
|----|------------------------------|---------|---------|
| 1 | Kroktjärnån | 691223 | 145938 |
| 2 | Juån | 692112 | 148111 |
| 3 | Länsterån | 692778 | 145671 |
| 4 | Dysjöån & Vattenån | 693407 | 149038 |
| 5 | Harrån | 693609 | 149734 |
| 6 | Ulvsjöån (Skansån) | 688861 | 154529 |
| 7 | Tälglättån | 690936 | 156469 |
| 8 | Fanbyån | 692222 | 154032 |
| 9 | Viskansbäcken | 692660 | 153220 |
| 10 | Bänkåsbäcken | 691820 | 158531 |
| 11 | Slädabäcken | 692594 | 158621 |
| 12 | Sulån | 693249 | 156632 |
| 13 | Bjässjöån | 694084 | 156609 |
| 14 | Navarån | 694495 | 154770 |
| 15 | Järkvisslebäcken | 696586 | 154326 |
| 16 | Sörån | 693446 | 159864 |
| 17 | Fuskingeån | 695525 | 156675 |
| 18 | Byån | 693938 | 160596 |
| 19 | Brånsån | 694758 | 159885 |
| 20 | Ålandsån | 695298 | 160455 |
| 21 | Överdalsån | 695370 | 160844 |
| 22 | Hornsjöbäcken | 697143 | 158003 |
| 23 | Skullerstabäcken | 697370 | 161335 |
| 24 | Gålsjöbäcken | 697828 | 160760 |
| 25 | Klingerån | 698505 | 160636 |
| 26 | Edsån | 698967 | 159505 |
| 27 | Loån | 699478 | 160025 |
| 28 | Inviksån | 699137 | 162135 |
| 29 | Viksäcken | 700010 | 163567 |
| 30 | Malmån | 699115 | 156215 |
| 31 | Björkån | 700793 | 159036 |
| 32 | Långsjöån | 700834 | 156079 |
| 33 | Mångmanån & Tjälmsjöån | 702968 | 155927 |
| 34 | Kvarnån | 703596 | 153634 |
| 35 | Lafsån | 705172 | 152416 |
| 36 | Lill-Mårdsjöbäcken (Kvarnån) | 705244 | 152925 |
| 37 | Tarån | 705757 | 154751 |
| 38 | Kläppsjöbäcken | 706581 | 156066 |
| 39 | Kärmsjöbäcken | 708165 | 155035 |
| 40 | Ruskån (Röån) | 705831 | 154888 |
| 41 | Strömsån | 702329 | 165260 |
| 42 | Idbyån | 702376 | 165423 |
| 43 | Forsån | 703738 | 163093 |
| 44 | Kunnån (Hällån) | 705052 | 159085 |
| 45 | Bergsjöån (S.Anundsjöån) | 704021 | 161529 |
| 46 | Utterån | 703793 | 163060 |
| 47 | Hemlingsån | 706197 | 163689 |
| 48 | Saluån | 704367 | 167277 |
| 49 | Husån | 702889 | 166784 |
| 50 | Lockstaån | 707765 | 163033 |

Se karta över vattendragen på kommande sida.

De 50 inventerade vattendragens läge



BESKRIVNING AV TILLRINNINGSOMRÅDENA

Förhållandena i tillrinningsområdena sätter prägel på sjöarna och vattendragen. Förekomsten av olika marktyper redovisas dels för hela tillrinningsområdet och dels objektsnära. Både i hela tillrinningsområdet och objektsnära dominerar skogsmark (> 80%). Med stigande höjd över hav minskade andelen öppen mark i tillrinningsområdena, medan andelen myrmark ökade. Andelen myrmark i hela tillrinningsområdet hade ett starkare positivt samband i både sjöarna och vattendragen med vattnets färgtal än andelen myrmark objektsnära. Även de inventerade sjöarnas och vattendragens morfologi och påverkan beskrivs i detta kapitel. Resultaten tyder på att sjöar och vattendrag som är opåverkade av människan kan vara svåra att finna i länet.

Tillrinningsområdet

Det vatten som rinner till en sjö eller ett vattendrag präglas av de marktyper och den markavvändning som pågår i tillrinningsområdet. En sjö eller ett vattendrags tillrinningsområde omsluter den mark inom vars gränser nederbörden förs till det aktuella vattnet. Markområdet avgränsas med hjälp av höjdkurvorna på en topografisk karta så att terrängen lutar mot vattnet. För sjöar utgår man från utloppet. I vattendragen väljs den position i vattendraget för vilken undersökaren vill ha markens betydelse för vattenkvaliteten beskriven. Ofta används begreppet avrinningsområde. Avrinningsområde används då man syftar till att beskriva vad som präglat det vatten som lämnar ett område. Man kanske vill titta på områdets betydelse för vattenkvaliteten i älven nedströms eller i havet. För sjöar innebär det att även sjön ingår i avrinningsområdet. För oss som är intresserade av hur sjöns omgivande mark påverkar vattenkvaliteten i själva sjön och i förlängningen dess djur- och växtliv är begreppet tillrinningsområde lämpligare.

Ju närmare vattnet en viss marktyp ligger desto större påverkan ger den. I denna undersökning har vi dels beskrivit hela tillrinningsområdet och dels det strandnära området. Det strandnära området för sjöar består av en 30 meter bred zon längs sjöstranden och i vattendragen består det strandnära av en 30 meters zon på båda sidor om vattendraget. I hela tillrinningsområdet har vi beskrivit berggrund, marktyper, brutenhet och i det strandnära området marktyper och bebyggelse. För sjöarna

har bebyggelsen beskrivits för en 100 meters zon. Berggrunden finns bara beskriven för sjöarnas tillrinningsområde.

Sjö- och vattendragsbeskrivningen

För att kunna få en förståelse för sjöarna och vattendragens biologiska innehåll krävs mer än bara kunskap om vattnets kemiska kvalitet. Andra faktorer som påverkar förutsättningarna för organismers förekomst i sjön är t ex dess djup, storlek, strandlängd, vattenvolym etc. Sådana uppgifter brukar kallas för morfologiska uppgifter. I de inventerade sjöarna har följande urval av morfologiska faktorer beskrivits; sjöyta, medeldjup, volym, maximalt djup, strandlinjelängd, flikighet, antal inlopp och teoretisk vattenutbytestid. Dessutom har i varje sjö en undersökning av bottenprofilen utförts som redovisas i form av en djupkarta i faktabladet för respektive sjö. Andra beskrivande uppgifter som redovisas för varje sjö är dess höjd över hav och läge i förhållande till högsta kustlinje samt mänsklig påverkan. Mänsklig påverkan ändrar de naturliga förutsättningarna för organismerna och kan därmed även vara begränsande för växt- och djurliv. Det är också viktigt att dokumentera påverkan för att kunna veta vilka naturvårdsåtgärder som behövs för att naturvärdena skall bestå. De olika typer av påverkan som vi försökt inhämta information om är sjöarnas utlopp, kända utsläpp, sjösänkningar, reglering, fiskutplanteringar och rotenonbehandlingar. I kapitlet som behandlar vattenkemi har vi redovisat beräkningar av avvikelser från jämförvärdet för totalfosfor och alkalinitet. Resultatet från dessa beräkningar redovisas i detta kapitel under rubriken mänsklig påverkan. Totalfosforhalten beskriver vattnets näringshalt och alkaliniteten är ett mått på vattnets förmåga att neutralisera tillskott av surt vatten.

De inventerade vattendragsträckorna har beskrivits med avseende på dess längd, fragmenteringsgrad och fallhöjd. För varje inventerad sträcka har en fallprofil tagits fram. Fallprofilen redovisas, liksom lodkartorna för sjöarna, i faktabladerna för respektive inventeringsobjekt. Mänsklig påverkan som beskrivs i vattendragen är förekomst av vandringshinder som skapats av människan, regleringspåverkan (onaturliga flöden), kända utsläpp, övergödning och försurning. Vi har även noterat vilka vattendrag som är kraftigt påverkade av dikningar, torv- och grustäkter samt de förekomster av rensning

och rätning av vattendragen som påträffats i samband med övrig provtagning. En tredjedel av vattendragen har dessutom flybildtolkats. För att erhålla en komplett bild av påverkan från ex flottledsrensning eller förekomst av diken som mynnar direkt i vattendraget krävs att den aktuella sträckan fotvandras. Det finns numer en standardiserad metod för att fånga upp sådan information. Den heter biotopkartering och har utvecklats av länsstyrelsen i Jönköpings län. Metoden har tyvärr dock ej kunnat tillämpas inom ramen för denna inventering. En annan brist i inventeringen är att påverkan från skogs- och jordbruk ej dokumenterats enhetligt. Vi har t ex under pågående fältarbete observerat och förstått vikten av att vattendragen omges av en obrukad strandzon för vattnets biologiska innehåll. Tyvärr har inte resurserna räckt till för att systematiskt kunna dokumentera påverkan på strandzonen av de areella näringarna. Även för detta ändamål skulle en biotopkartering passa utmärkt som metod. Även den viktiga informationen om vilka fiskutplanteringar som förekommit och förekommer i de inventerade vattendragen saknas.

Beskrivning av tillrinningsområdet

Yta

För de större tillrinningsområdena (> 40 km²) har arealuppgifter kunnat erhållas från SMHI. Arealen hos de mindre områdena har uppmätts med hjälp av en planimeter (ottplan 700/710) antingen på topografiska eller om tillrinningsområdet varit mindre än 4 km² på den ekonomiska kartan.

Balestjärnen i Örnköldsviks kommun var den sjö som hade det minsta tillrinningsområdet av de inventerade sjöarna. Dess yta var bara 0,40 km². Andra sjöar med tillrinningsområden < 1 km² var Gammhamnen (0,43 km²) och Kindborgstjärnen (0,55 km²) i Kramfors kommun. Vanligtvis så har sjöar med mycket små tillrinningsområden i förhållande till sin volym klart vatten. Det beror på

att det rinner till förhållandevis lite vatten från omgivande mark i förhållande till sjöns vattenvolym och de mesta av partiklarna i det tillrinnande vattnet kan då sedimentera. De tre nämnda sjöarna hade alla mycket klart vatten (≤ 15 mg Pt/l). Största tillrinningsområdena hade älvsjöarna. Tillrinningsområdet för Stödesjön (Sundsvall) som kan betraktas som ett sel i Ljungan var inventeringens största med en yta av 11898,7 km². Helgumsjöns tillrinningsområde (Sollefteå) som ligger i Faxälven hade en yta av 8708,5 och Gissjöns (Örnköldsvik) i Gideälven 3348,4 km².

Med tanke på inventeringens översiktliga karaktär och de tillgängliga resurserna så valdes få större vattendrag. I huvudsak är de valda vattendragen biflöden i SMHI:s vattendragregister över Sveriges huvudavrinningsområden. Två huvudavrinningsområden finns dock representerade. Det ena är inventeringens största vattendrag, Husån (Örnköldsvik). Tillrinningsområdet för den valda nedre avgränsningen för vattendragsträckan i Husån hade ytan 577,5 km². Även Idbyån (Örnköldsvik) bildar ett eget huvudavrinningsområde. Idbyån är dock betydligt mindre än Husån. Trots att nedre avgränsningen av den inventerade sträckan i Idbyån ligger vid kusten så var tillrinningsområdet inte större än 222,4 km². Det näst största undersökta tillrinningsområdet låg också i Örnköldsvik, Utterån med ytan 462,2 km². De två största därefter var Lafsån 399,5 km² och Björkån 325,9 km² i Sollefteå kommun.

Flera av de inventerade vattendragen hade små tillrinningsområden. Tanken var att även titta i några riktigt små vattendrag för att få en storleksgradient i det insamlade materialet. Risken med små vattendrag är dock att de kan torka ut under sen vinter eller varma somrar om grundvattennivån är låg. Det är också så att risken för försurningskador ökar med minskande tillrinningsområde. Andelen surt vatten från vårfloden är i sådana små vatten så stort i förhållande till vattendragets basflöde att det

Tabell 1. Medianvärdet, minsta och största värdet samt 1:a och 3:e kvartil för ytan (km²) av de 99 sjöarnas och de 50 vattendragens tillrinningsområden.

| | Median | Min-max | 1:a kvartilen | 3:e kvartilen |
|--|--------|----------------|---------------|---------------|
| Tillrinningsområdets yta – sjöar (km ²) | 29,26 | 0,40-11 898,70 | 6,22 | 100,15 |
| Tillrinningsområdets yta – vattendrag (km ²) | 84,1 | 4,80-577,50 | 39,53 | 178,03 |

i betydligt större grad riskerar att förgifta vattnet. Fem av de inventerade vattendragen har ett tillrinningsområde som understiger 10 km². Vi har observerat i åtminstone två av dessa vattendrag att vattenflödet närpå sinat. Dessa två är Slädbäcken (Sundsvall) med ytan 4,8 km² och Gålsjöbäcken (Kramfors) med ytan 7,6 km². De andra 3 vattendragen med tillrinningsområden < 10 km² var Bänkåsbäcken (Sundsvall) 5,2 km², Lill-Mårdsjöbäcken (Sollefteå) 7,9 km² och Viksbäcken (Kramfors) 8,3 km². Av dessa så har Slädbäcken och Lill-Mårdsjöbäcken god motståndskraft mot surt vatten medan både Viksbäcken och Gålsjöbäcken är mycket känsliga.

Hur berggrunden och marktyperna beskrivits

Vi har delat in tillrinningsområdets berggrund i basisk, intermediär och sur. De olika marktyperna som redovisas är skogsmark, myrmark, öppen mark och sjö. Uppgifterna som beskriver förekomsten av de olika berggrunds- och marktyperna har tagits fram med hjälp av punkträkningsmetoden. Punkträkningen innebär att en plastfilm med prickar placeras över tillrinningsområdet och antalet prickar som faller inom respektive typ räknas. Metoden omnämns i ”En ny metod att beskriva tillrinningsområden” (Nilsson m fl, 1987). Vid gränsfall räknas den typ där huvuddelen av prickerna ligger.

Om antalet prickar understiger 18 på någon marktyp upprepas räkningen av antalet prickar enligt tabell 2 nedan, för just den marktypen.

Då räkningen är klar beräknas medelvärdet för respektive marktyp. Slutresultatet beskriver den procentuella fördelningen av de olika berggrunds- och marktyperna i tillrinningsområdet.

Topografiska kartan användes som underlagskarta för att ta fram marktyperna. Men i små tillrinningsområden (< 4 km²) användes ekonomiska kartan och i extremt stora (> 500 km²) användes röda kartan. Uppgifter om berggrunden har hämtats från SGU:s handkolorerade blad i skalan 1:50 000 samt SGU:s berggrundskarta över Jämtland i skalan 1:500 000.

Berggrunden i sjöarnas tillrinningsområden

Både berggrunden och jordarterna i ett tillrinningsområde har stor inverkan på vattenkvaliteten. Det är inte ovanligt att isen transporterat mineralmaterial av annan art än den befintliga berggrunden till sjöarna och vattendragens närhet. Vi har t ex stora inslag av kalkrikare jämtländsk morän i västra delarna av länet. Tyvärr så kan vi dock bara redovisa uppgifter om berggrunden i tillrinningsområdena och dessutom bara i sjöarnas tillrinningsområden. Av tabell 3 framgår att de intermediära och sura berggrunderna dominerar i sjöarnas tillrinningsområden. Men några sjöars tillrinningsområden består faktiskt till 90% eller mer av den mer lättvittrade basiska berggrunden. Vi har dels Munktorpsjön i Sundsvalls kommun med 90% basisk berggrund och Vågsfjärden (90%), Gammhamnen (95%), Kindborgstjärnen (100%) samt Rävstjärnen (100%) i Kramfors kommuns kustområde (Höga kusten). Samtliga av dessa sjöar har en väl dokumenterad god motståndskraft mot försurning.

Tabell 2. Schema för hur många upprepningar av punkträkningen som behövs beroende på antal räknade prickar av den aktuella berggrunds- eller marktypen.

| | | | | |
|--------------------|-----|-----|------|-----|
| Antal prickar | 0-3 | 4-7 | 8-17 | >17 |
| Antal upprepningar | 5 | 3 | 2 | 1 |

Tabell 3. Medianvärdet, största och minsta andelen samt värdet för 1:a och 3:e kvartilen av de olika berggrundstypernas andel i sjöarnas tillrinningsområde.

| | Median | Min-max | 1:a kvartil | 3:e kvartil |
|---------------------------|--------|---------|-------------|-------------|
| Sur berggrund (%) | 30 | 0-100 | 14 | 68,5 |
| Intermediär berggrund (%) | 40 | 0-100 | 10 | 80 |
| Basisk berggrund (%) | 0 | 0-100 | 0 | 14,5 |

Marktyperna i tillrinningsområdet

Den marktyp som dominerar totalt i tillrinningsområdet är skogsmark, både i hela området och strandnära. Minimivärdet på andel skogsmark i tillrinningsområdena är hela 46% och endast 25% av sjöarna har mindre än 79,5 % skogsmark! Västernorrlands län är helt klart ett skogslän.

Men resultaten visar också att i sjöarnas strandnära parti ökar andelen öppen mark signifikant medan såväl andelen skog, myr som sjö minskar signifikant (Wilcoxon's parade t-test, $p < 0,05$). Det kan bero på att sjöarna oftast ligger i terrängens svackor där vattengenomsläppligheten är dålig och i många av dessa svackor har det sedimenterat finare material, lämplig att bruka som odlingsmark. Just denna skillnad hos marktyperna mellan det strandnära partiet och hela tillrinningsområdets marktyp är ganska karaktäristiskt hos många av länets vatten. Vi kan konstatera att om vi jämför andelen skogsmark i hela tillrinningsområdet med andelen i det strandnära så finns det 2 inventerade sjöar som faktiskt helt saknar skogsmark i det strandnära partiet trots att andelen skogsmark i tillrinningsområdet är 59 resp 67 %. De två sjöarna är Rävstjärnen (Kramfors) och Östansjösjön

(Örnsköldsvik). Dessa omges mestadels av sankmark vilket i inventeringen klassas som myrmark men även till viss del öppen mark.

I tabell 4 saknas uppgifter om förekomst av kalfjäll i tillrinningsområdet. Det finns faktiskt kalfjäll representerat i två av älvsjöarnas stora tillrinningsområden. I Stödesjöns tillrinningsområde finns 714 km² (6 %) kalfjäll och i Helgumsjöns 1306 km² (15%).

Vattendragen

Även i vattendragens omgivning dominerar skogsmark. Skillnaden mellan hela tillrinningsområdet och det strandnära området är snarlik den för sjöarna. Andelen skogsmark och sjöyta minskar signifikant medan andelen öppen mark ökar signifikant (Wilcoxon, $p < 0,05$). En skillnad finns dock och det är att andelen myrmark inte ändrades signifikant. Medianen för andelen myrmark minskade från 7 % i hela tillrinningsområdet till 3 % strandnära i sjöarna medan motsvarande siffror för vattendragen var en mindre ökning från 6 % till 8,5 % (tabell 4 och 5).

Tabell 4. Medianvärdet, minsta och största andelen samt värdet på 1:a och 3:e kvartilen för de olika marktypernas andel i dels hela tillrinningsområdet och dels sjöarnas strandnära område (30 m. zon).

| Hela tillrinningsområdet | Median | Min-max | 1:a kvartil | 3:e kvartil |
|---------------------------|--------|---------|-------------|-------------|
| Sjö (%) | 3 | 0-17 | 1 | 5 |
| Skogsmark (%) | 85 | 46-100 | 79,5 | 88,5 |
| Myrmark (%) | 7 | 0-48 | 4 | 10,5 |
| Öppen mark (%) | 1 | 0-54 | 0 | 5 |
| Strandnära området | | | | |
| Skogsmark (%) | 83 | 0-100 | 53,5 | 93,5 |
| Myrmark (%) | 3 | 0-100 | 0 | 10 |
| Öppen mark (%) | 5 | 0-80 | 2 | 35 |

Tabell 5. Medianvärdet, minsta och största andelen samt värdet på 1:a och 3:e kvartilen för de olika marktypernas andel i dels hela tillrinningsområdet och dels vattendragens strandnära område (30 m. zon).

| Hela tillrinningsområdet | Median | Min-max | 1:a kvartil | 3:e kvartil |
|---------------------------|--------|---------|-------------|-------------|
| Sjö (%) | 4,5 | 0-28,0 | 2,3 | 6,0 |
| Skogsmark (%) | 84,5 | 46-95 | 81 | 87 |
| Myrmark (%) | 6 | 0-18 | 4 | 10,7 |
| Öppen mark (%) | 2 | 0-54 | 0,2 | 6 |
| Strandnära området | | | | |
| Skogsmark (%) | 77,5 | 33-99 | 60,5 | 86 |
| Myrmark (%) | 8,5 | 0-48 | 2,2 | 15 |
| Öppen mark (%) | 10 | 0-67 | 2 | 20,5 |

En viktig faktor för vattendragen i våra trakter är andelen sjöar i tillrinningsområdet. Sjöarnas förekomst påverkar direkt förutsättningarna för vattendragens biologi. Sjöarna fungerar som utjämningsmagasin för både flödes- och vattenkvalitetsfluktuationer. Speciellt uttalat är detta under vårens snösmältning då vattendrag med uppströms belägna sjöar har betydligt större möjligheter att slippa påfrestningar. Andra viktiga funktioner är sjöarnas förmåga att fungera som sedimentationsbassänger samt den ökade tillförseln av näring i form av både levande och dött organiskt material som bildats i sjön för att sedan drifva nedströms. Det är t ex visat att antalet fisk- och bottenfaunaarter gynnas av förekomst av sjöar uppströms.

Bara två av de inventerade vattendragen saknade helt sjöar i deras tillrinningsområde. Det var Slådabäcken och Bänkåsbäcken, båda ligger på Alnön (Sundsvall). Ytterligare 7 vattendrag hade bara 1% sjö i sitt tillrinningsområde. Det var Harrån och Kroktjärnån (Ånge), Järkvisslebäcken (Sundsvall), Fuskingeån (Timrå), Gålsjöbäcken och Viksbäcken (Kramfors), samt Saluån i Örnsköldsvik kommun. Flera av dessa vattendrag har vi under årens gång lärt känna som mycket instabila framför allt med tanke på deras flödesfluktuationer. Desto stabilare är då Navarån (Sundsvall) som har hela 28% sjö i sitt tillrinningsområde. Det kommer sig av att det är en stor sjö i ett ganska litet tillrinningsområde vars utlopp så alltså är Navarån. Navarån har extremt klart vatten och är mycket stabil både ur vattenkemiskt och flödesmässigt perspektiv.

Brutenhet

Brutenheten i tillrinningsområdet är ett sätt att beskriva områdets topografi. Brutenheten avgörs dels av höjdskillnaden i meter (dh) mellan högsta och lägsta punkten i tillrinningsområdet och dels tillrinningsområdets areal (A) i km² enligt formeln:

$$\text{Brutenhet} = dh/(A^{0.5})$$

Brutenheten ökar således med ökande höjdskillnad och minskande areal.

Eftersom brutenheten definitionsmässigt är arealberoende så blir icke förvånande utfallet beroende av tillrinningsområdets areal. Bland de 4 tillrinningsområden som uppvisade lägst brutenhet fanns de 3 tidigare nämnda älvsjöarna varav Gissjön (Örnsköldsvik) hade lägsta värdet med 9,5. Vidare så noterades de högsta värdena bland de mindre tillrinningsområdena. Störst brutenhet hade Inner-Hundsjön (Kramfors) med 161,9. Resultaten talar för att då brutenheten skall jämföras mellan olika tillrinningsområden så bör områden ha en likstor areal. Liksom för sjöarna så dominerade de större tillrinningsområdena bland de vattendrag som hade minst brutenhet och tvärtom. Störst brutenhet hade Viksbäcken (105,9) och Gålsjöbäcken (101,6) i Kramfors kommun samt Lill-Mårdsjöbäcken i Sollefteå kommun (100,0) och minst Lafsan (Sollefteå) och Bergsjöån (Örnsköldsvik) med vardera 17,6 och 17,7.

Bebyggelse strandnära

Bebyggelsen har beskrivits på så sätt att antalet hus runt sjön som finns markerade på topografiska kartan har räknats. För att husen skall räknas skall de vara belägna från strandlinjen och högst 100 meter upp i terrängen. Bebyggelsen längs sjöstränderna representerar en potentiell påverkan mot det naturliga växt- och djurlivet i sjön. Hur stor påverkan bebyggelsen har på de ekologiska förutsättningarna i sjön beror av en mängd faktorer såsom exempelvis om husen utnyttjas året runt och i hur stor grad olika aktiviteter pågår. Någon sådan fördjupad analys av bebyggelsen har ej gjorts. För att bättre kunna jämföra graden av bebyggelse mellan de olika sjöarna så har även antal hus per km strandlinje redovisats (tabell 7 nästa sida)

Bebyggelsen i vattendragen har dokumenterats på ett annorlunda sätt än för sjöarna. Längs vattendragen har arealen bebyggd mark, markerad på topo-

Tabell 6. Medianvärdet, minsta och största värdet samt värdet för 1:a och 3:e kvartilen av brutenheten i sjöarnas och vattendragens tillrinningsområde.

| | Median | Min-max | 1: kvartilen | 3:e kvartilen |
|------------|--------|------------|--------------|---------------|
| Sjöar | 36,1 | 9,5-161,9 | 27,6 | 56,8 |
| Vattendrag | 35,2 | 17,6-105,9 | 27,4 | 46,7 |

grafiska kartan, inom en 30 meters zon på bägge strandsidorna karterats. Arealen bebyggelse redovisas sedan som andelen mark av hela strandzonen.

Runt 16 av sjöarna fanns inga hus. Flest hus hade Betarsjön (Sollefteå) med 141 stycken. Det var 2 sjöar till där fler än 100 hus kunde räknas. Det var dels Stödesjön (Sundsvall) och dels Storsjön (Kramfors) med vardera 112 hus längs stranden. Om vi tittar på hur många hus det finns per kilometer strandlinje så blir bilden en annan. Överlägset mest bebyggelse i förhållande till strandlinjens längd hade Källsjön (Sollefteå) med 7,2 hus/km strandlinje. Näst flest hade Lesjön (Kramfors) med

3,6, därefter följde Valasjön (Kramfors) 3,4 och Storsjön (Kramfors) 3,2. Stödesjön var den sjätte mest bebyggda och Betarsjön kom först på 19:e plats.

Längs 35 stycken av vattendragen fanns ingen markerad bebyggelse i den undersökta 30 meters zonen. Som mest noterades 23 % bebyggelse i strandzonen. Det var i Slädabäcken (Sundsvall). Det var ett stort hopp ned till nästa 2 vattendrag som bara hade vardera 4 % bebyggelse. Dessa två var Skullerstabäcken (Kramfors) och Brånsån (Härnösand).

Tabell 7. Medianvärdet, minsta och största värdet samt 1:a och 3:e kvartilen för antal hus och antal hus/km strandlinje längs sjöarnas stränder samt för andelen strandnära bebyggelse längs vattendragen.

| | Median | Min-max | 1:a kvartil | 3:e kvartil |
|---------------------------------------|--------|---------|-------------|-------------|
| Antal hus runt sjöarna | 4 | 0-141 | 1 | 16 |
| Antal hus/km strandlinje runt sjöarna | 0,5 | 0-7,2 | 0,2 | 1,1 |
| Andel bebyggelse (%) vattendrag | 0 | 0-23 | 0 | 1 |

BESKRIVNING AV SJÖARNA

Namn och koordinater

Namnet på sjöarna och vattendragen som används i inventeringen är deras officiella namn enligt SMHI:s sjö- och vattendragregister. Valet av namn baseras på de namn som finns på den gröna topografiska kartan, skala 1:50 000. Inte sällan kan en sjö ha flera namn eller lokalt använda namn men i denna rapport använder vi oss enbart av vattnets officiella namn. För vattendragen används i regel det namn på kartan som är beläget närmaste mynningen som officiellt namn i sjö- och vattendragsregistret. Varje vatten har förutom ett officiellt namn även ett eget unikt nummer. Detta nummer är nödvändigt för att sjön eller vattendraget ska ha en unik identifiering. I Sverige finns en mängd vanliga officiella namn på sjöar t ex Långsjön, Storsjön och Abborrtjärnen. Vattnets unika nummer består av en sexsiffrig (10 meter när) x- och y- koordinat i rikets koordinatnät. Med hjälp av dessa koordinater kan man hitta en sjö eller ett vattendrag på kartan, i ett register eller i verkligheten och vara säker på att det är exakt rätt vatten. Koordinater till en sjö anges till dess utlopp och vattendragets koordinater anges till vattendragets mynning.

Beskrivning av sjöarna

Sjöyta

Sjöarnas yta är ett beräknat mått på sjöarnas vattentäckta yta och anges i kvadratkilometer (km²). Uppgifterna på sjöarnas area är hämtade från SMHI:s sjöregister. I en del fall har vi dock själva gjort beräkningarna. Beräkningarna baseras då på uppgifter som tagits fram med hjälp av pl-nimeter (ottplan 700/710) från ekonomiska kartan

eller data som erhållits från Örnköldsviks kommun. I andra sammanhang anges ibland sjöns totala yta med vilket menas både den vattentäckta ytan och öarnas yta tillsammans. I denna rapport då sjöarna i första hand beskrivs med syftet att ange förutsättningarna för biologiskt liv i sjön så anser vi det vara naturligt att ange enbart den vattentäckta ytan som storlek på sjön.

De tre minsta sjöarna i inventeringen var Hosjön (Härnösand) och Rävstjärnen (Kramfors) samt Östansjösjön (Örnköldsvik) med ytan 0,03 km². Störst sjö i inventeringen var Betarsjön (Sollefteå) med ytan 32,97 km². Det ryms alltså 1000 stycken Hosjöar på samma yta som Betarsjöns yta! Betarsjön är vidare nästan dubbelt så stor som den näst största sjön i inventeringen, Stödesjön (Sundsvall) med ytan 17,79 km². Men Betarsjön är inte större än att det ryms ca 171 Betarsjöar på Sveriges största sjö, Vänern! I tabell 8 är de 99 sjöarna uppdelade i olika storleksintervall.

Om vi sätter de inventerade sjöarnas yta i relation till fördelningen av sjöstorlekar i länet och i hela Sverige så finner vi att urvalet avviker kraftigt i några storleksintervall. Vi har inte inventerat ett representativt urval varken för länet eller för Sverige. Hela 64% av länets sjöar har en yta mellan 0,01-0,1 km² medan endast 8,1% av de inventerade sjöarna har denna yta. Vi har dessutom kraftig överrepresentativitet av sjöar i storleksintervallet 1,0-10,0 km². I inventeringen utgör det intervallet 41,4% medan andelen i länet bara är 5,4%. Detta är säkerligen ett utfall av att vi valt sjöar med kända biologiska värden. Detta har exkluderat de

Tabell 8. Ytan hos de inventerade sjöarna, alla sjöar i länet samt alla sjöar i riket fördelade (%) i olika storleksintervall.

| Storleksintervall (km ²) | Andel sjöar (%) i inventeringen | Andel sjöar (%) i länet | Andel sjöar (%) i Sverige |
|--------------------------------------|---------------------------------|-------------------------|---------------------------|
| 0,01-0,1 | 8,1 | 64,0 | 74,9 |
| 0,1-1,0 | 46,5 | 30,2 | 21,0 |
| 1,0-10,0 | 41,4 | 5,4 | 3,7 |
| 10,0-100,0 | 4,0 | 0,4 | 0,4 |
| >100,0 | 0 | 0 | 0 |

Tabell 9. Median, minsta och största samt värdet för 1:a och 3:e kvartil för de inventerade sjöarnas yta, strandlinjelängd, fliktal, sjövolym, medeldjup, maximalt uppmätt djup, vattenutbytestid samt höjd över hav.

| | Median | Min-max | 1:a kvartil | 3:e kvartil |
|--|--------|--------------|-------------|-------------|
| Sjöyta (km ²) | 0,95 | 0,03-32,97 | 0,38 | 2,50 |
| Strandlinjelängd (km) | 8,61 | 0,96-68,70 | 4,78 | 16,00 |
| Fliktal | 2,6 | 1,4-5,7 | 2,0 | 3,2 |
| Sjövolym (10 ³ m ³) | 5655,0 | 8,0-404740,0 | 1652,5 | 18049,5 |
| Medeldjup (m) | 6,5 | 0,3-22,7 | 4,6 | 8,8 |
| Maximalt uppmätt djup (m) | 20,0 | 0,6-66 | 13,1 | 28,0 |
| Vattenutbytestid (år) | 0,67 | 0,002-8,00 | 0,18 | 2,24 |
| Höjd över hav (m) | 198,4 | 0,8-458,3 | 64,5 | 262,4 |

mindre vattnen eftersom de större både är mer kända samt att storleken i sig ger större förutsättningar för en mångfacetterad biologisk mångfald. Utfallet ger oss däremot en tydlig fingervisning om att kunskapen om våra mindre sjöar, vilka antalsmässigt klart dominerar vårt län, är mycket bristfällig och snarast borde åtgärdas.

Strandlinjelängd

Strandlinjelängden är ett beräknat mått på sjöns, öarna inkluderat, strandlinje uttryckt i kilometer. Strandlinjens längd bestämdes enligt Håkansson (1981) metodik. Metodiken bygger på att man lägger ett rutmönstrat transparent papper på kartan som täcker sjön. Man räknar sedan antalet skärningspunkter mellan strandlinjen och rutorna (0,5*0,5 cm). Med hjälp av två formler beräknas först den skalberoende strandlinjelängden och sedan den normaliserade skalberoende strandlinjelängden. I denna rapport har vi valt att beräkna hela sjöns strandlinje, alltså även öarnas, och att använda oss av sjöns area utan öar i formeln. På detta sätt anser vi beskriva den mest relevanta strandlinjen för sjöns biologi, d v s sjöns hela litoral. Litoralen är den mest mångformiga och produktivaste delen av en sjö. Där finns kombinationen av solljus och bottenstrukturer samt mer eller mindre vegetation beroende på exponeringsgraden.

Strandlinjelängden varierade mellan 0,96 kilometer för Östansjösjön (Örnsköldsvik) till 68,7 kilometer för Betarsjön (Sollefteå) (tabell 9). Dessa två sjöar är även, vilket vi tidigare noterat, den minsta respektive största arealmässigt sett av de inventerade sjöarna. Det finns ett starkt samband mellan sjöarnas yta och dess strandlinjelängd ($r = 0,96$, se tabell 17). Men vi kan också notera att Stödesjön

(Sundsvall), som hade den näst största ytan, bara har den 4:e längsta strandlinjelängden med sina 38,38 km. Både Navarn (Sundsvall) med 43,14 km och Stor-Laxsjön (Timrå) med strandlinjelängden 42,13 hade tydligen en betydligt oregelbundnare strandlinje.

Flikighet

Flikighet är ett beräknat mått på strandlinjens oregelbundenhet (F). Flikigheten anger förhållandet mellan strandlinjens uppmätta längd och omkretsen på en cirkel som innesluter sjöytans area. En helt cirkelrund sjö har ett fliktal på 1. Enligt Håkansson (1981) beräknas flikigheten för sjöns begränsningslinje d v s strandlinjen utan öar och sjöyta inklusive öar, men i denna rapport har sjöns totala strandlinje och sjöns yta utan öar använts. Vi anser att detta beskriver förutsättningarna för sjöns biologiska innehåll bättre. I en sjö med högt fliktal ökar sannolikheten att sjöns strand är variationsrik. Om en sjö hyser både mycket skyddade vikar och kraftigt exponerade uddar och olika intermediära strandtyper däremellan så finns fler habitat och därmed förutsättningar för ett rikare växt- och djurliv. Fliktal beräknas enligt formeln:

$$\text{Fliktal} = \text{Strandlinjelängd} / 2\sqrt{\pi \cdot \text{sjöytan}}$$

Fliktalet varierade mellan 1,4 och 5,7 (tabell 9). Lägsta fliktalet och därmed mest cirkelrund till sin form var Munktorpssjön (Ånge). De två nästa mest cirkelrunda var Iggen (Härnösand) och Östansjösjön (Örnsköldsvik) båda med fliktalet 1,6. Största fliktalet hade Lill-Ottern (Sundsvall) med 5,7. Det var en anmärkningsvärd stort hopp till nummer 2 och 3 i flikighet. Gålsjön (Kramfors) och Bastusjön (Härnösand) hade båda fliktalet 4,9. I "A Manual of Lake Morphometry" skriver Håkansson att det

finns ett starkt samband mellan flikighet och ojämn bottenpografi på sjöbotten ($r = 0,98$). En sjö med en oregelbunden strandlinje har även en oregelbunden botten. Som ett delmoment i inventeringen ingick att tråla efter istidsrelikter. I både Gålsjön och Bastusjön har vi sökt efter en jämn botten för att kunna tråla efter istidsrelikter. I båda sjöarna var det stora problem med att finna jämna botten. Speciellt Bastusjöns oregelbunden botten har i samband med trålningen satt djupa spår i minnet.

Sjövolym

En sjös vattenvolym är ett beräknat mått på den totala vattenmängd som finns i sjön och brukar anges i tusentals (10^3) m^3 . Volymberäkningarna baseras på lodkartornas uppgifter som beskriver fördelningen av de olika djupintervallen i sjön. Uppgifterna om vattenvolym är hämtade från SMHI:s sjöregister. I de fall data saknas i sjöregistret har egna beräkningar genomförts enligt Håkanssons (1981) metodik. I några fall har uppgifterna erhållits från Örnköldsviks kommun.

De två volymmässigt minsta sjöarna var Rävstjärnen (Kramfors) med 8000 och Östansjön (Örnköldsvik) 10000 m^3 vatten (tabell 9). Båda sjöarna är små och mycket grunda. Den tredje minsta volymen hade Hosjön (Kramfors) med 76000 m^3 . De två största sjöarna arealmässigt, Betarsjön (Sollefteå) och Stödesjön (Sundsvall) hade även de största volymerna. Intressant att notera är dock att Betarsjön vars areal var nästan dubbelt så stor som Stödesjön hade en betydligt mindre vattenvolym, 324140,0 mot 404740,0 $\cdot 10^3$ m^3 . Det beror naturligtvis på att Stödesjön är en betydligt djupare sjö än Betarsjön. Hur många volymer Stödesjön rymmer det inuti Vänern då, männtrö? Jo, det rymmer hela 378 stycken!

Medeldjup

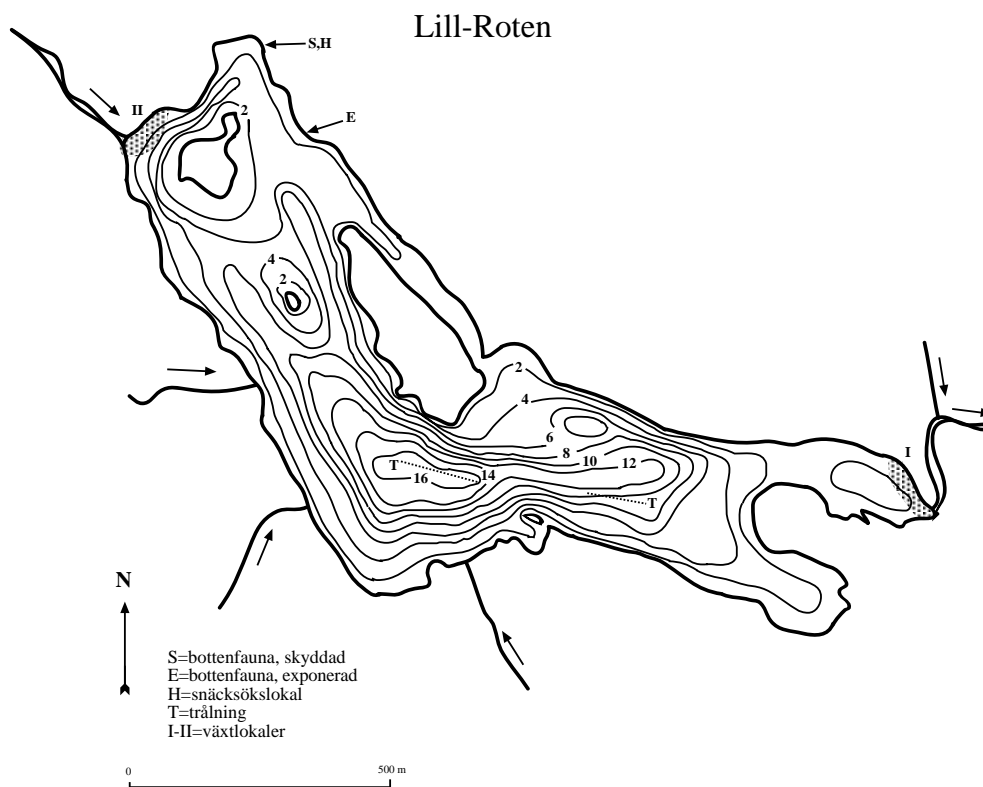
Uppgifterna som beskriver sjöarnas medeldjup är antingen hämtade från SMHI:s sjöregister eller har beräknats genom att dividera sjövolymen med sjöns yta (Håkansson 1981). Av de inventerade sjöarna så hade 14 sjöar ett större medeldjup än 10 meter. Fyra sjöar hade ett medeldjup större än 15 meter. Det var Vågsfjärden (Kramfors) och Önskasjön (Örnköldsvik) med 15,6 meter samt Skulesjön (Örnköldsvik) med 17,4 meter och Stödesjön (Sundsvall) med 22,7 meter. De två grundaste sjöarna var Östansjön (Örnköldsvik) och Rävstjärnen (Kramfors) båda med ett medeldjup av endast 0,3 meter (tabell 9). Ytterligare 3

sjöar hade ett medeldjup på 1 meter eller mindre. Det var Kråkstasjön (Sundsvall) 0,8 meter, Munktorpssjön (Ånge) och Selångersfjärden (Sundsvall) båda med 1,0 meter i medeldjup. Flera av de grundare sjöarna var utvalda till inventeringsobjekt på grund av det rika fågellivet.

Maximalt djup

Det maximala djupet är ett mått på det största djup som uppmätts i sjön. Uppgiften kommer vanligtvis från det tillfälle då sjön lodades men kan även härröra från andra tillfällen då lod används, såsom vid trålning och provfiske. Maximala uppmätta djupet varierade mellan 0,6 meter i Östansjön (Örnköldsvik) och 66,0 meter i Stödesjön (Sundsvall) (tabell 9). 66 meter är för övrigt det största djup som registrerats med hjälp av ekolod i länets sjöar. I endast ytterligare 2 av de inventerade sjöarna har ett djup överstigande 50 meter noterats. De två sjöarna är Navarn (Sundsvall) 51,5 meter och Önskasjön (Örnköldsvik) 52 meter. Den djupaste sjön som finns noterad i SMHI:s register är Hornavan med ett djup av 221 meter.

Normalt bildas en temperaturskiktning i sjöar mellan ett varmare ytskikt (mindre densitet) och ett kallare djupare skikt (större densitet) under sommaren. I grundare sjöar utvecklas aldrig denna skiktning vilket innebär att hela vattenmassan har samma temperatur. Detta är en viktig ekologisk faktor som styr många organismers förekomst. Att generellt säga exakt vid vilket djup detta inträffar är omöjligt men för de flesta sjöar torde ett maxdjup under 10 meter innebära att en temperaturskiktning kan utebli. I 18 av de inventerade sjöarna understeg maxdjupet 10 meter och i 12 sjöar 5 meter. I de 12 sjöarna med maxdjup under 5 meter torde en temperaturskiktning sommardag alltid utebli. I flera av dessa grunda sjöar som dessutom kanske har en förhållandevis liten vattentillströmning och näringsrikt vatten torde även problem med syrebrist uppstå vintertid under isen. De 12 grundaste sjöarna är Östansjön 0,6 m. och Öfjärden (Örnköldsvik) 4,5 m, Rävstjärnen 0,8 m och Kindborgstjärnen (Kramfors) 5,0 m, Munktorpssjön (Ånge) 2,3 m, Mingen 2,3 m, Kråkstasjön 3,7, Skrängstasjön 4,0 och Selångersfjärden (Sundsvall) 5,0 m och slutligen Hosjön 5,0 m, Finsviken 4,0 och Näggårdstjärnen (Härnösand) 5,0 meter djup.



Lodkarta över Lill-Roten (Lodkvalité E3):

En lodkarta beskriver djupfördelningen i en sjö. I faktabladen redovisas en lodkarta för varje sjö med även lokaler för biologisk provtagning markerade.

Lodkarta

En lodkarta är en karta som beskriver de olika djupens fördelning i sjön. De flesta sjöar är lodade med hjälp av elektroniskt ekolod och båt medan ett fåtal är lodade på vintern med hjälp av isborr och handlod. En djupkarta upprättas med hjälp av en mängd mätpunkter, antingen enstaka punkter (handlod) eller sträckor (ekolod). Djupuppgifterna överförs till en karta, oftast i skala 1:10 000, i form av djuplinjer representerande olika djupintervall. Djupintervallen väljs beroende på lodningens noggrannhet samt storleken på kartan som skall presenteras. Lodkartornas säkerhet är sällan så god att de helt bekymmerslöst kan användas vid navigering på sjöarna. Men som underlag för exempelvis biologiska studier och beräkning av vattenvolymen är de oftast tillfyllest. Vi har i faktabladen för respektive sjö, som en kvalitetsmärkning, angivet vilken kvalitet djupkartan bedöms ha. En handlodad (H) eller en ekolodad (E) djupkarta kan antingen vara bra (H3,E3), eller då anses djupmätningarna bara hålla den kvaliteten att det bedöms möjligt att rita en lodkarta (H2,E2). Om djupuppgifterna anses så bristfälliga att vi ej vill rita någon

djupkarta benämns djupuppgifterna med H1 eller E1 beroende på om djupuppgifterna härrör från handlodning eller ekolod. Generellt kan sägas att djupkartor som baseras på ekolodning har säkrare djupuppgifter än de kartor som baseras på handlodning.

Djupkartorna redovisas endast i faktabladen för de olika sjöarna. På djupkartorna har markerats var i sjön de olika biologiska studierna har ägt rum. På detta sätt ökar möjligheten att vid ett senare tillfälle rumsligt upprepa de genomförda studierna.

Vattenutbytestid

Vattenutbytestiden är ett mått på den tid räknat i år som det teoretiskt tar att byta ut hela sjöns vattenvolym med det tillrinnande vattnet från omgivande mark. Vattenutbytestiden beräknas enligt formeln:

$$\text{Vattenutbytestid (år)} = \text{sjövolym (m}^3\text{)}/\text{avrinningen (m}^3\text{/år)}$$

$$\text{Avrinningen (m}^3\text{/år)} = \text{specifika avrinningen}$$

(l/sek/km²) * avrinningsområdets areal (km²) * 31
536 (sek/år)*(m³/l)

Uppgifter om den aktuella specifika avrinningen för sjöns tillrinningsområde har erhållits från SMHI. Generellt gäller att tiden det teoretiskt tar för vattnet i en sjö att bytas ut minskar med minskande vattenvolym och ökande areal i tillrinningsområdet. Då rinner det till mycket vatten från omgivningen i förhållande till sjöns volym. I vattendrag kan man säga att vattnet ständigt byts. Bland de inventerade sjöarna så finns flera objekt som teoretiskt byter sitt vatten på mindre än en vecka. Vi har då snarare att göra med ett sel än en sjö. Ett sel kan sägas vara en del av ett vattendrag där vattenhastigheten stannar upp och det bildas ett sjöliknande parti. Det är stor skillnad i de ekologiska förhållandena som råder i vatten med kort respektive lång omsättningstid. Man kan säga att vatten med lång omsättningstid är ett trögare system i den bemärkelsen att det tar längre tid för förändringar i tillrinningsområdet att komma till uttryck i en förändrad vattenkvalitet. Ett vattendrag står däremot i mer eller mindre direkt kontakt med förhållandena i den omgivande marken. Andra viktiga skillnader är t ex att vattenburna partiklar ej sedimenterar i lika stor grad och att syrebrist sällan eller aldrig kan uppstå i vatten med snabb omsättning. Men även för den praktiska naturvården är vattnets omsättningstid viktig att känna till. Då kalk skall tillföras ett försurat vatten så måste dess omsättningstid vara känd så att rätt dos och metod kan användas.

Snabbaste vattenomsättning av de inventerade sjöarna hade Selångersfjärden (Sundsvall) 0,002 år (tabell 9). Den beräknade teoretiska omsättningstiden rör sig endast om något dygn. Andra vatten med omsättningstider ned mot en vecka ($\leq 0,02$ år) var Skrängstasjön 0,01 (Sundsvall), Östansjösjön 0,01 (Örnsköldsvik) och Rävstötjärnen 0,02 år (Kramfors). Av de inventerade sjöarna så hade Vällingsjön (Sollefteå) den längsta omsättningstiden med 8 år. Det var totalt 7 sjöar som hade en längre omsättningstid än 5 år. De andra 6 sjöarna var Gammhamnen 7,38 år (Kramfors), Navarn 6,94 år (Sundsvall), Torringen 5,92 och Stensjön 5,16 år (Ånge), samt slutligen Bärmsjön 5,34 och Önskasjön 5,17 år i Örnsköldsviks kommun.

Höjd över havet

Höjd över havet (HÖH) är ett mått på sjöns höjd över havsnivån i meter. Ofta finns höjd över hav angivet på topografiska kartan eller ekonomiska kar-

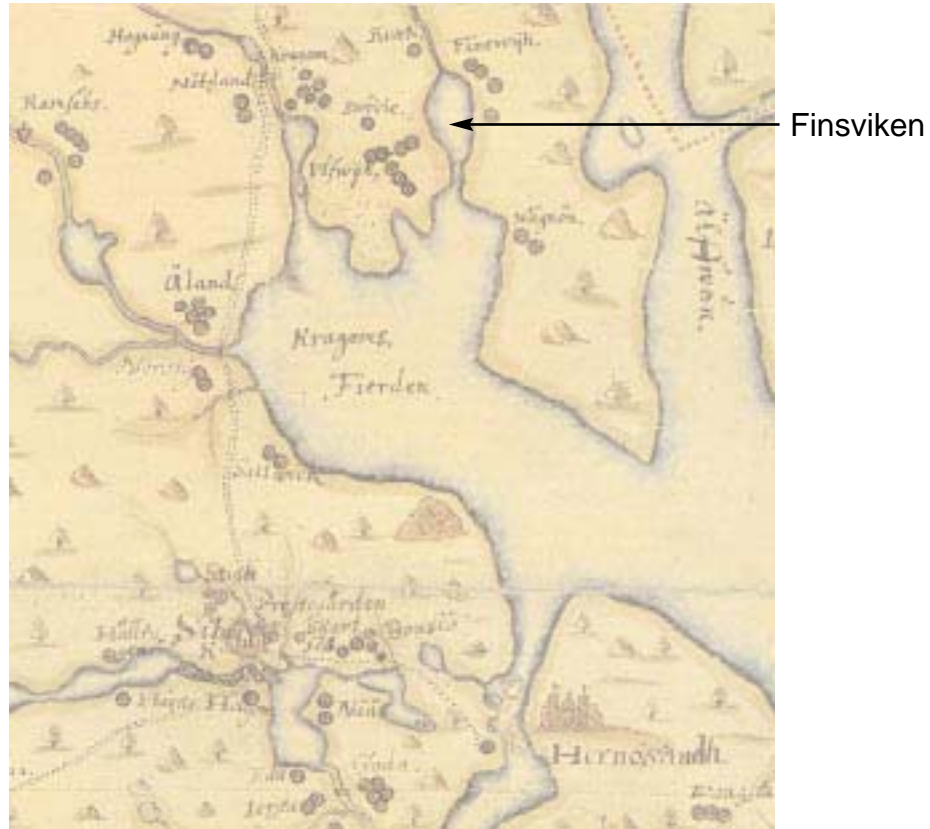
tan. I de fall höjdangivelse saknas har sjöns höjd över hav uppskattats utgående från topografiska kartans höjdkurvor. Sveriges kartor uppdateras med jämna mellanrum. De uppgifter som redovisas i rapporten baseras på en äldre kartuppsättning vilket innebär att smärre justeringar kan förekomma på nyare kartupplagor.

Det är en stor skillnad klimatmässigt i sjöar som ligger på låg höjd nära havet och sjöar på hög höjd. Vi har inga direkta uppgifter som visar skillnaden mellan våra extremsjöar vad beträffar produktionssäsongens längd. Erfarenhetsmässigt så vet vi dock att skillnaden inom länet är stor.

Riksförbundet svensk trädgård har delat in Sverige i 8 olika odlingszoner beroende i första hand på skillnader i klimat. I vårt län finns zon III till zon VII representerat. Det är få län i Sverige som kan uppvisa en sådan spännvidd i odlingszoner. Zon III och zon IV dominerar kustnära på lägre höjd medan zon VII förekommer på högre höjd i inre delarna av länet mellan älvdalarna. Tidpunkten för vårens islossning skiljer men kanske största skillnaden råder på hösten då vattentemperaturen i zon VII sjunker ned mot noll och risk för isläggning inträder betydligt tidigare än i vatten som är belägna i zon III och zon IV. Temperaturen är den övergripande naturliga faktor som styr vilka arter som kan tänkas förekomma i våra vatten.

Finsviken (Härnösand) med sitt läge bara 0,8 meter över havsnivån var den sjö som låg närmast havsytan (tabell 9). Ytterligare 7 av de inventerade sjöarna ligger på lägre höjd än 10 meter över havet. Dessa är Vågsfjärden 1,5 m, Gammhamnen 2,0 m, Norasundet 5,2 m, och Rävstötjärnen 7,0 m i Kramfors kommun och Kråkstasjön 4,0 m och Selångersfjärden 4,5 m i Sundsvall samt Öfjärden 3,0 m i Örnsköldsviks kommun. Flera av dessa sjöar har en direkt förbindelse med havet i form av ett rinnande vatten. Denna typ av sjöar kallas glo-sjöar och är mycket viktiga för kustfisken eftersom de kan vandra upp i dessa och därigenom erhålla gynnsammare förhållanden för både reproduktion och yngeluppväxt. Tre sjöar är belägna över 400 meters höjd. Högst ligger Stensjön (Ånge) 458,3 meter över hav. De 2 andra som är belägna över 400 meter ligger i Örnsköldsvik kommun och är Mossaträsksjön 425,3 och Stor-Rödvattensjön 412 meter över hav.

I tabell 10 redovisas antal sjöar fördelade på olika höjdivtervall. Tabellen visar att antalet sjöar i intervallet 200-300 tycks vara överrepresenterat i inventeringen. Vi har ej kunnat undersöka huruvi-



För inte så länge sedan var Finsviken, 5 km norr om Härnösand, en havsvik. Numer är Finsviken en glosjö och utgör en viktig reproduktions- och uppväxlokal för kustens fiskbestånd. Del av karta, Härnön och Härnösands stad, från år 1646. Kungliga lantmäteristyrelsen.

da sjöarna fördelning är representativt för länets hela sjöpopulation. Men med tanke på högsta kustlinjens läge i länet så borde sjöarnas fördelning indikera en intressant naturgeografisk frågeställning. Är antalet sjöar i höjdistervallet 200-300 m ö h överrepresenterat i Västernorrland?

Över eller under högsta kustlinjen (HK)

För varje sjö har det gjorts en bedömning huruvida sjön ligger under eller över HK samt en uppskattning av avståndet i höjddled till HK. Sjöns geografiska placering har jämförts med kartor där HK varit markerad (Hörnsten 1964 och SGU 1961).

Tabell 10. De inventerade sjöarnas fördelning i olika höjdistervall.

| Höjd över hav (m) | Antal av inventerade sjöar |
|-------------------|----------------------------|
| <100 | 31 |
| 100-200 | 19 |
| 200-300 | 34 |
| 300-400 | 12 |
| >400 | 3 |

Med hjälp av visuell besiktning av kartor har sjöarna placerats över eller under HK. Kartmaterialet ger även information om på vilken höjd över nuvarande havsnivå HK är beläget i olika delar av länet. Det ger möjlighet att skatta skillnaden i höjdlängd mellan sjöarnas nuvarande höjd över hav och HK. Generellt för Västernorrlands län gäller att alla sjöar som är belägna under nivån 235 meter över hav ligger under HK. Dessa sjöar har alltså under isens avsmältning förlopp legat under havsytan. Gemensamt för dessa sjöar är t ex havets påverkan på förekommande sediment, både vad gäller dess innehåll och struktur samt speciella förhållanden beträffande kolonisation av växter och djur efter isens försvinnande. Ju närmare kusten på desto högre höjd över nuvarande havsnivå är HK belägen. I Skuleskogen (Kramfors) på 285 meters höjd finns Sveriges högsta nivå för HK. Kartstudierna visade att 75 av de inventerade sjöarna ligger under HK och 24 över HK.

Antal inlopp

Med antal inlopp menas antalet tillflöden till sjön som räknats på topografiska kartan (1: 50 000). Alla tillflöden markerade på topografiska kartan som blå sträck har räknats. Inlopp (liksom utlopp) till sjöar medför en tillgång till fler biotoper. Om rinnande vatten finns kan det utnyttjas mer eller mindre temporärt av flera arter för t ex födosök och reproduktion, vilket bidrar till sjöns produktion och artrikedom. Öring är ett exempel på en art vars förekomst i våra sjöar är helt beroende av att det finns rinnande vatten med fria vandringsvägar i anslutning till sjön. Men även miljön i sig där

rinnande vatten möter stillastående vatten medför speciella livsbetingelser som berikar mångfalden. Generellt sett så har små sjöar med kort strandlinje färre inlopp än större sjöar. Vi redovisar därför även antalet inlopp per kilometer strandlinjelängd så att storleksberoendet till viss del kan elimineras. Antalet inlopp i sjöarna varierade mellan 0 och 29 stycken. Överlägset flest antal inlopp hade Stödesjön (Sundsvall) med 29 stycken. Näst flest hade Betarsjön (Sollefteå) med 19 inlopp. Antalet inlopp har ett starkt samband med storleken och strandlinjelängden. Det är därför inte så konstigt att dessa två sjöarna hör till de sjöar som har flest antal inlopp. Om vi däremot tittar på vilka sjöar som hade flest antal inlopp per kilometer strandlinjelängd så blir mönstret ett annat. Högsta värdet hade Lill-Åkersjön (Kramfors) med 1,45 och näst högst hade Kassjön (Ånge) med 1,37 inlopp/km strandlinje. Det var 8 av sjöarna som helt saknade inlopp och 13 stycken hade 1 inlopp markerat på topografiska kartan. Så gott som alla av dessa 21 sjöar är till ytan små sjöar.

Förutom de beskrivna variabler som redovisats ovan så har ytterligare uppgifter om sjöarna tagits fram. Dessa har tagits fram enkom i syfte att användas i analysen av vad som påverkar artrikedom i sjöar. Uppgifterna beskriver avståndet i kilometer mellan den inventerade sjön och kustlinjen, närmaste huvudflod, till närmaste sjö som är >10 km², till närmaste sjö som är >1 ha och kortaste avståndet från provlokal för bottenfauna och in- eller utlopp i sjön. Avstånden har uppmätts med gröna kartan, CD-rom (KARTEX).

Tabell 11. Medianvärdet, minsta och störst värdet samt värdet på 1:a och 3:e kvartilen för antal inlopp och antal inlopp per strandlinjelängd i de inventerade sjöarna.

| | Median | Min-max | 1:a kvartil | 3:e kvartil |
|----------------------------------|--------|---------|-------------|-------------|
| Antal inlopp | 4 | 0-29 | 2 | 7 |
| Antal inlopp/km strandlinjelängd | 0,39 | 0-1,45 | 0,26 | 0,59 |

MÄNSKLIG PÅVERKAN PÅ SJÖARNA

Utloppet

Alla sjöars utlopp har besökts i fält och besiktigats med avseende på mänsklig påverkan. En bedömning har gjorts för varje utlopp om dess funktion som vandringsled för sötvattensorganismer påverkas av mänskliga aktiviteter eller ej. Utloppen har delats in i två klasser; naturliga och påverkade. Med ett påverkat utlopp menas att en mänsklig påverkan av organismernas vandringsmöjligheten in och ut ur sjön påträffats vid besöket. Till naturliga utlopp hör alla icke påverkade men även de som påverkats tidigare men där hindrena rivits bort. Den vanligaste påverkan på utloppen är dammar, men även vägtrummor och annat kan hindra naturliga vandringsleder. Det visade sig att 28 av de 99 sjöarna hade vandringshinder i utloppet och alltså klassades som påverkade. Situationen har dock varit ännu sämre eftersom flera av de sjöars vass utlopp nu bedömdes fungera bar spår av tidigare dammbyggen.

Regleringsamplitud

Regleringsamplituden är den höjning och sänkning av vattenståndet som förorsakas av en reglering. Regleringsamplituden är oftast angiven med en noggrannhet av en decimeter. Uppgifter om regleringsamplituden i de sjöar där utloppsdam-

en utnyttjas för aktiv reglering av vattenståndet har hämtats från regleringsföretaget. I något fall rör det sig om regleringspåverkan i tillrinnande vatten som påverkar regleringsamplituden i sjön. En reglering av en sjö innebär alltid en mer eller mindre stor påverkan på den naturliga flor- och faunan i sjöns strandområde. Men graden av störning beror både av regleringsamplitudens storlek och hur ofta onaturliga vattenstånd uppträder.

Av de inventerade sjöarna är 14 föremål för aktiv reglering. Medianvärdet för regleringsamplituden var 1,2 meter och 25 % av sjöarna hade en lägre amplitud än 0,8 meter och 25 % större än 2,0 meter. En av sjöarna (Gålsjön, Kramfors) har ingen vattendom med föreskriven regleringsamplitud men regleras ändå aktivt för att befrämja fisket. De andra 13 sjöarna var Torrängen och Roggsjön (Ånge), Stödesjön (Sundsvall), Stor-Laxsjön (Timrå), Storsjön (Kramfors), Helgumsjön, Källsjön och Lafssjön (Sollefteå) samt Billsjösjön, Bysjön, Yttre Lemesjön, Önskasjön och Gissjön i Örnsköldsvik kommun. Enligt vattendomen varierar regleringsamplituderna mellan 0,22 m (Helgumsjön) och 3,0 m (Stor-Laxsjön).



Utloppet till en sjö är mycket viktig för vattnets biologiska funktion. Det är vanligt att våra sjöar är påverkade av dammbyggnationer i utloppet. Så länge de finns kvar och utgör vandringshinder kan inte en naturlig biologisk mångfald finnas. Foto Oskar Norrgrann.

Kända utsläpp

Under denna rubrik redovisas de kommunala och/eller industriella utsläpp i sjön som det finns kännedom om. Vidare görs en bedömning av påverkansgraden i klasserna ingen, ringa eller påtaglig påverkan på vattenkvaliteten. Den sjövisa bedömningen av påverkansgrad har gjorts av en handläggare på länsstyrelsen som besitter god kännedom om länets reningsverk och industrier. Bedömningen gäller de förhållanden som rådde under den tidsperiod som biologiska data samlades in från sjöarna.

Totalt 13 sjöar har pekats ut som påverkade av utsläpp vid tidpunkten för de biologiska inventeringarna. I alla 13 fanns kommunala utsläpp medan endast 2 av de 13 påverkades av industriella utsläpp. I tolv av de tretton bedömdes de kommunala utsläppen orsaka ringa och i en sjö påtaglig påverkan. Värst drabbad var Selångersfjärden (Sundsvall). Selångersfjärden var utsatt för påtagliga kommunala samt ringa industriella utsläpp vid tidpunkten för inventeringen. Numer har utsläppen till Selångersfjärden reducerats kraftigt.

Sjösänkning

Med huvudsyftet att öka tillgången på odlingsmark har en del av länets sjöar sänkts. Uppgifterna om huruvida sjön varit föremål för en sänkning eller ej samt när en eventuell sänkning ägt rum har huvudsakligen hämtats från SMHI:s sjösänkingsregister. Men kompletterande uppgifter från Örnsköldsviks kommun, hushållningssällskapet och från fältbesöket av sjöarnas utlopp har också bidragit till dokumentationen.

För inalles 16 av de inventerade sjöarna har vi funnit uppgifter om att de har sänkts. Sjösänkningarna har ägt rum mellan år 1864 och 1953. De sänkta sjöarna i Sundsvalls kommun är Kråkstasjön 1917, Mingen 1952, Skrångstasjön 1953, Väster-Rännöbodsjön osäkert årtal och Hornsjön 1912. Enda sjön i Härnösand var Finsviken 1922 och enda i Sollefteå Lungsjön 1866. I Kramfors sänktes Storsjön både 1906 och omkring 1930, Lesjön 1949, Lill-Åkersjön 1864 och Rävstjärnen 1932. De sänkta sjöarna i Örnsköldsviks kommun är Landsjösjön 1932, Remmarsjön 1935, Stor-Hattsjön 1935, Öfjärden 1910 och Östansjösjön 1932. Ingen av de inventerade sjöarna i Ånge och Timrå kommun har sänkts enligt de uppgifter som finns tillgängliga.

Vi har inte uppgifter om hur mycket vattennivån sänkts i de olika sjöarna. Generellt kan dock sägas

att eftersom det gått som minst 46 år sedan sänkningen ägt rum så har det i samtliga av sjöarna bildats ny fungerande litoralzon. I sen tid har vattennivån i Björksjön 1994 (Sollefteå) och Kassjön 1985 (Ånge) sänkts. Orsaken var brustna dammar vid utloppet. Sjöstränderna blev då vegetationsfria och gytjtjiga. Ny litoralzon håller nu på att utvecklas. Eftersom båda sjöarna var dämnda och hade en onaturligt hög vattennivå så håller alltså nu naturen på att ta tillbaka sin naturliga strandzon. Några av de sänkta sjöarna är nu mycket grunda (Kråkstasjön, Mingen, Skrångstasjön, Finsviken, Rävstjärnen och Öfjärden) och sjösänkningarna kan mycket väl ha orsakat bestående problem med t ex syrebrist vintertid eller påverkat sjöarnas möjligheter att utveckla temperatursprångskikt.

Fiskutplanteringar och rotenonbehandlingar

Kännedom om genomförda fiskutplanteringar i de inventerade sjöarna är naturligtvis viktiga då dess biologiska innehåll skall beskrivas och värderas. Vi har från länsfiskeexperten erhållit en lista på beslut om utplanteringar som berör de inventerade sjöarna. Uppgifter om utplanteringar har även kommit oss till handa via hushållningssällskapet, fiskevårdsområden och lokalbefolkning. Från hushållningssällskapet har vi fått en lista på rotenonbehandlade sjöar. Vid oklarheter rörande rotenonbehandlingar har en direkt förfrågan till fiskerättsägaren skett.

I 45 av sjöarna har vi fått uppgifter om att utplanteringar skett. Följande arter/sorter har noterats (antal sjöar inom parentes); öring (22), röding (17), sik (16), kräfta (8), gädda (7), gös (7), regnbåge (4), bäckröding (3), kanadaröding (2), harr (2), ål (2), lax (1), bröding (1). Vanligaste arterna som planterats ut i sjöarna var således de inhemska arterna öring, röding och sik. Fyra av sjöarna har rotenonbehandlats. Det är Inner-Hundsjön och Skiringen (Kramfors), Skinnen (Timrå) och Stensjön i Ånge kommun. Även andra organismer än fisk har planterats ut i länets sjöar. Under inventeringen påträffades pungträkan *Mysis relicta* i Torringen (Ånge). Pungträkan är en istidsrelikt som planterats ut i reglerade vatten i syfte att öka födounderlaget för fisk.

Försurning och eutrofiering

I bedömningsgrunder för miljö kvalitet för sjöar och vattendrag finns möjligheter att klassificera det vattenkemiska tillståndet i ett vatten. I kapitlet som behandlar den kemiska vattenkvaliteten har vi redovisat de inventerade objektens tillstånd. Vi har även redovisat något som man kallar avvikelser från

jämförvärdet. Jämförvärdet är ett värde som det nuvarande uppmätta värdet skall jämföras med. Jämförvärdet skall rent teoretiskt representera opåverkade (förindustriella) förhållanden.

Försurningspåverkan och påverkan på sjöarnas näringshalt redovisas som avvikelser från jämförvärdet för alkaliniteten respektive totalfosforhalten.

Vid tidpunkten för inventeringen så ingick redan ett antal av sjöarna i länets kalkningsverksamhet. Även dessa klassas in som försurningspåverkade. Det var totalt 33 sjöar som antingen hade mer än 25% avvikelser från jämförvärdet för alkaliniteten (9 st.) eller ingick i länets kalkningsprogram (24 st.). Här bör klarläggas att vid beräkningen av avvikelserna från jämförvärdet tas endast hänsyn till påverkan från nedfall och ej från skogsbruket. Skogsbruket står i norrland för hälften av försurningspåverkan. Dessutom medför beräkningarna enbart en bedömning av basflödesförsurning (kronisk försurning). Betydligt fler av våra vatten påverkas av episodförsurning d v s surchocker under snösmältningsperioden. Av de inventerade

sjöarna så var det 29 stycken som hade avvikelser från jämförvärdet med avseende på totalfosfor, alltså med en högre halt än naturligt.

Mer mänsklig påverkan än förväntat

Vi blev själva lite förvånade då de uppgifter som skulle beskriva sjöarnas naturlighet togs fram. Sjöarna är ju ursprungligen mestadels valda för att de hyser naturvärden och ändå så förekommer så pass mycket mänsklig påverkan bland sjöarna. Det är faktiskt endast 4 av de 99 sjöarna som är helt opåverkade enligt det vi noterat. De 4 sjöarna är Balestjärnen (Örnsköldsvik), Näggårdtjärnen (Härnösand), Munktorpsjön och Väster-Linsjön (Ånge). Vi tror att det ser likadant eller sämre ut för resten av länets sjöar. Nu är det naturligtvis skillnad på om det förekommer någon enstaka sommarstuga kontra om sjön regleras aktivt. Det bör också påpekas att de areella näringarnas påverkan på de inventerade objekten är underrepresenterad i undersökningen. Det gäller både jord- och skogsbrukets påverkan.

Tabell 12. Sammanfattning av hur många av de 99 inventerade sjöarna som är berörda av respektive typ av dokumenterad mänsklig påverkan.

| Typ av påverkan | Antal påverkade sjöar av 99 st. |
|---------------------------|--|
| Sänkning av sjön | 16 |
| Aktiv reglering | 14 |
| Onaturligt utlopp | 28 |
| Fiskutplanteringar | 45 |
| Rotenonbehandlingar | 4 |
| Bebyggelse längs stranden | 83 |
| Näringsbelastade | 29 |
| Försurningspåverkade | 33 |
| Kända utsläpp | 13 |

BESKRIVNING AV VATTENDRAGEN

Vattendragsträckans längd och streamorder

De vattendrag som varit föremål för inventering har inte alltid inventerats i sin helhet. Av den anledningen så sammanfaller inte alltid vattendragets längd med den inventerade sträckans längd. Därav benämningen vattendragsträckans längd och inte vattendraglängd. Vattendragsträckans längd är ett mått på det inventerade objektets längd uttryckt i kilometer. Längden har bestämts med hjälp av gröna kartan på Cd-rom och kartprogrammet KARTEX. Den övre respektive nedre avgränsningen av den inventerade sträckan baseras på positionen av den översta och nedersta bottenfaunalokalen i vattendraget. Hela sträckan däremellan ingår alltid i sin helhet även om sjöar förekommer. För sjöar och sel gäller att kortaste sträckan mellan inlopp och utlopp mäts.

Det skiljer mycket i längd mellan de inventerade sträckorna. Längden varierar mellan 1,2 km och 43,1 km. Med tanke på att varje vattendragsträcka har underkastats ett undersökningsprogram som resursmässigt är lika stor så innebär det att ju längre sträcka som inventerats desto större är risken att en icke representativ bild av vattendraget erhållits. Medianvärdet för längden var 9,2 km och 75% av sträckorna var faktiskt kortare än 17,4 km och 25 % kortare än 5,1 km. Längst var Husån (Örnsköldsvik) med sina 43,1 km. Därefter följer Utterån (Örnsköldsvik) med en längd av 32,3 km och Fanbyån (Sundsvall) med längden 25,3 km. De kortaste vattendragsträckorna var Slädabäcken 1,2 km och Navarån 2,8 km (Sundsvall) samt Skullerstabäcken 2,8 km och Gålsjöbäcken 2,9 km (Kramfors).

Begreppet streamorder härrör från studier av Robert A. Horton över avrinningsområdets uppbyggnad. Streamorder beskriver avrinningsområdet på ett hierarkiskt sätt. Första ordningen har inga biflöden och är alltså den första synliga rännilen i terrängen. Då ett vattendrag av första ordningen rinner ihop med ett annat vattendrag av första ordningen så blir det efter sammanflödet ett vattendrag av andra ordningen och då två av andra ordningen rinner ihop så blir det ett vattendrag av tredje ordningen, osv. Ett tillflöde av ett vattendrag av en lägre ordning ex streamorder ett rinner ihop med streamorder två så är vattendraget efter sammanflödet fortfarande ett vattendrag med streamorder två. Systemet tillämpas även här i Sverige och är ett bra sätt att beskriva vattendragens storlek och funktion. Vattendragens streamorder är satta för den nedre delen av de inventerade sträckorna och baseras på topografiska kartan.

I vårt material så har vi representanter från streamorder två till fem. Husån (Örnsköldsvik) är ett av de två vattendragen av femte ordningen. Det andra är Lafsån (Sollefteå). Vi kan vidare notera att vi i inventeringen huvudsakligen jobbat i vattendrag av tredje och fjärde ordningen vilket oftast innebär biflöden till våra huvudälvar.

Höjd över havet (HÖH) - objektets översta och nedersta del

Höjd över hav är ett mått på objektets höjd över havet i meter vid dess övre och nedre avgränsning. Höjduppgiften är hämtad från topografiska kartan. Om höjdläget inte finns tryckt på kartan har en

Tabell 13. Klassning i streamorder av de 50 inventerade vattendragen.

| Streamorder | Antal vattendrag |
|-------------|------------------|
| 2 | 9 |
| 3 | 19 |
| 4 | 20 |
| 5 | 2 |

Tabell 14. Medianvärdet, lägsta och högsta värdet samt värdet på 1:a och 3:e kvartil för HÖH (m) vid vattendragsträckornas nedre- och övre avgränsning och höjdskillnaden däremellan samt deras fallhöjd (m/km).

| | Median | Min-max | 1:a kvartil | 3:e kvartil |
|-------------------|--------|----------|-------------|-------------|
| Nedre avgränsning | 61,5 | 0-265 | 0 | 192,9 |
| Övre avgränsning | 220,2 | 32-408,1 | 106,7 | 304,1 |
| Höjdskillnad | 102,4 | 15-279,2 | 70,6 | 163,0 |
| Fallhöjd | 10,5 | 1,1-45,5 | 7,0 | 16,5 |

skattning av höjdläget gjorts med utgångspunkt från topografiska kartans höjdkurvor. Intervallerna mellan två höjdkurvor är 5 meter.

Vattendragsträckornas nedre avgränsning varierar från 0 till 265 meter över hav. Femton av sträckornas nedre avgränsning är belägen 0 meter över havsnivån och mynnar alltså i havet. Ytterligare 14 startar på en höjd under 100 meter över hav medan 10 startar mellan 100 och 200 meter och 11 stycken över 200 meters nivå. Vattendragens övre avgränsning varierar mellan 32 m ö h (Bänkåsbäcken, Alnön) och 408,1 (Ulvsjöån, Sundsvall). Tolv vattendrag har sin övre avgränsning under 100 meters nivå, 9 mellan 100 och 200, 15 mellan 200 – 300, 12 mellan 300 – 400 och 2 vattendragsträckor strax över 400 meters nivå. Höjdskillnaden för de olika sträckorna varierade mellan 15 och 279,2 meter. Höjdskillnaden är ett sätt att beskriva den klimatiska variationen inom vattendraget. Med tanke på att våra biologiska studier dels skett långt uppströms och dels långt nedströms i vattendraget så innebär en stor skillnad i höjd mellan start och slut att organismsamhällets klimatiska förutsättningar varierar påtagligt inom vattendraget. De vattendrag som är jämnast ur detta perspektiv är Tarån (Sollefteå) med sina 15 meters höjdskillnad. Tarån är belägen mellan 160–175 meters höjd. Näst jämnast ur klimatsynpunkt är Bänkåsbäcken (Sundsvall) 32 m (0–32 m ö h) därefter följer Hornsjöbäcken (Härnösand) 35,4 m (189–224,4 m ö h). Fanbyån (Sundsvall) hade största höjdskillnaden 279,2 tätt följd av Järkvisslebäcken (Sundsvall) med fallhöjden 275 meter. De tre vattendragsträckor som är högst belägna är Krokjärån 265 – 356 m ö h och Länsterån 258 – 401,4 m ö h i Ånge kommun samt Ulvsjöån 248,1 – 408,1 m ö h i Sundsvalls kommun. Alla inventerade sträckors altituder redovisas i respektive faktablad.

Fallhöjd

Fallhöjden är ett beräknat mått på den inventerade sträckans fallhöjd i meter per kilometer (m/km). Fallhöjden har beräknats genom att dividera skillnaden i höjd mellan den övre och nedre avgränsningen med vattendragsträckans längd. Fallhöjden är ett medelvärde för den inventerade sträckan. Det innebär i praktiken att det mycket väl kan finnas lugna partier i vatten med stor fallhöjd och tvärtom. Dock ger fallhöjden oftast en god bild av

vattendragets karaktär. I ett vattendrag med stor fallhöjd dominerar i regel sträckor med högre vattenhastigheter och grövre bottenstrukturer medan det omvända gäller vatten med liten fallhöjd. I vattendrag med stor fallhöjd har arter som är väl anpassade till ett liv i rinnande vatten konkurrensfördelar jämfört med arter som är anpassade till ett liv i mer lugnflytande eller stillastående vatten.

Fallhöjden varierar mellan 1,1 m/km och som mest 45,5 m/km. Medianvärdet var 10,5 m/km och 25 % av vattendragen hade en lägre fallhöjd än 7,0 m/km och 25 % högre än 16,5 m/km. Det vattendrag som hade minst fallhöjd var Tarån (Sollefteå). Tarån var det enda vattendrag där vi hade problem med att finna forsande partier. Det fick till följd att endast en elfiskestation och en bottenfaunalokal i forsmiljö kunde provtas. Störst fallhöjd hade Viskansbäcken i Ånge kommun. Mitt på vattendragsträckan faller Viskansbäcken kraftigt vilket resulterar i det höga värdet på fallhöjden. I övrigt så är Viskansbäckens lopp inte anmärkningsvärt fallande. Näst största fallhöjd hade Viksbäcken (Kramfors) som avvattnar det höglänta Skuleskogen.

Förutom de beskrivna variabler som redovisats ovan så har ytterligare uppgifter om vattendragen tagits fram. Dessa har tagits fram enkom i syfte att användas i analysen av vad som påverkar artrikedomen i vattendrag. Uppgifterna beskriver avståndet (i meter) från vattendragens nedre forslokal för bottenfauna och kustlinjen, till huvudflod och till närmaste uppströms belägna sjö eller likstort eller större biflöde. Avstånden har uppmätts med gröna kartan, CD-rom (KARTEX).

MÄNSKLIG PÅVERKAN PÅ VATTENDRAGEN

Vandringshinder

Våra vattendrag har under en lång tid brukats av människan. Det rinnande vattnet har använts t ex för att flotta timmer ut ur våra skogar, driva kvarnar, sågar och turbiner eller förse industrier med färskvatten. I samband med dessa aktiviteter har byggnationer uppförts vars syfte har varit att styra vattnets väg både i tid och rum. Oftast utgör de hinder för de vattenlevande organismernas möjligheter att fritt röra sig uppströms och nedströms i vattendragen eller mellan sjöar och vattendrag. Vägar korsar vattendragen. Billigast för stunden har varit att gräva ned runda trummor som tyvärr nästan alltid orsakar ett mer eller mindre stort vandringshinder för fisk eller andra organismer. Resultaten från en inventering av vandringshinder i 11 av länets vattensystem visar att det vanligaste enskilda vandringshindret i våra rinnande vatten numer är just dessa heltrummor. Av alla vandringshinder som förekom så utgjorde heltrummorna en andel av 34%. Det finns fiskgaller som tjänar fiskarevårdens syfte. Det finns även en hel del vandringshinder vars funktion endast är att gynna fiskeutövandet, badning, tvättning etc. Alla dessa

vandringshinder har fraktionerat våra vattendrag så att den naturliga pulsen i vattnen har minskat med stor negativ påverkan på vattendragens biologi som följd. Det är viktigt att denna trend bryts och att vi börjar inse vikten av att ha levande vattendrag. Det är även så att dessa vandringshinder skymmer möjligheterna av att lyckas med andra naturvårdsåtgärder såsom t ex kalkning. Då vattenkvaliteten återställts med hjälp av kalk så kan vattnorganismerna ändå inte återkolonisera naturligt på grund av dessa vandringshinder.

Man kan dela in de artificiella hindren i dels hinder som vissa mobilare organismer kan passera (partiellt) och hinder som utgör ett totalt stopp för alla organismer att röra sig uppströms. Den första kategorin är möjliga för laxfiskar att passera tack vare deras förmåga att kunna hoppa förbi ett fritt fall. Av de 50 inventerade vattendragsträckorna så förekom vandringshinder glädjande nog bara i 20 stycken. I flera av dessa 20 finns dock betydligt fler än ett hinder. Här är det dock viktigt att påpeka att de flesta av vattendragen är besökta på ett fåtal

Tabell 15. Förekomsten av vandringshinder, av olika svårighetsgrader att passera, i de 50 inventerade vattendragen.

| Grad av vandringshinder | Antal av 50 vattendrag |
|-------------------------|------------------------|
| Inget hinder | 30 |
| Partiellt hinder | 8 |
| Definitivt hinder | 12 |



En nedgrävd heltrumma medför nästan alltid en negativ påverkan på vattendraget. Det finns alternativ. Här har SCA skog lagt en halvtrumma av en skorsten och på detta sätt erhållit en naturlig bäckbotten. Foto Oskar Norrgrann.

platser och att kunskapen om befintliga vandringshinder ej är helt tillfyllest. De 12 vattendrag som vi bedömde innehöll definitiva vandringshinder under pågående inventering var Juån (Ånge), Bjässjöån, Sulån och Tälglättån (Sundsvall), Fuskingeån och Sörån (Timrå), Hornsjöbacken och Älandsån (Härnösand), Mångmanån (Sollefteå) samt Hemlingsån, Husån och Lockstaån i Örn-sköldsviks kommun. I de andra 8 vattendragen med vandringshinder bedömdes barriärerna bara utgöra partiella vandringshinder.

Rensning och rätning

Rensning och rätning av vattendrag tar upp i första hand effekter av iordningställandet av flottleder. För att det skulle vara möjligt att flotta timmer på ett framgångsrikt sätt så eliminerades större stenar och annat bråte från vattendragen. Det var också vanligt att kurvor på vattendragen rätades ut för att minska risken för timmerbrötar. Vi har även ett par fall bland våra vattendrag där vattendraget rätats för att underlätta brukandet av den öppna marken längs vattendraget. Vi har konstaterat att i 47 av de



I en del av länets vattendrag finns tydliga spår av flottningsepoken kvar. Foto Oskar Norrgrann.



I syfte att underlätta flottningen av timmer har vattendragen rensats på block och större stenar. Om man tittar efter så kan man hitta dessa block och stenar i strandzonen. Foto Oskar Norrgrann.

50 vattendragen har rensning eller rätning förekommit i mer eller mindre omfattning. Eftersom vi inte fotvandrat hela vattendragen så kan vi tyvärr inte kvantifiera hur mycket av vattendragens sträckor som kan anses vara helt opåverkade. De tre vattendrag som vi tror att vi kan peka ut som ej rensade eller rätade är Lill-Mårdsjöbäcken (Sollefteå), Viksbäcken (Kramfors) och Saluån (Örnsköldsvik). I Krokjärån så är det en kortare sträcka på ca 50 meter som av någon av oss oförklarlig anledning är rensad. I övrigt betraktar vi Krokjärån som opåverkad av rensning eller rätning. Vanligtvis så är det betydligt längre sträckor som rensats i de vattendrag som fungerat som flottleder. Men det kan finnas forssträckor som förblivit naturliga även i de vattendrag som flottledsrensats. Man har då av olika anledningar valt att bygga rännor istället för att rensa och rätta i vattendraget. Sådana opåverkade sträckor i vatten som utnyttjats till flottning kan påträffas i t ex Kärmsjöbäcken (Sollefteå), Vattenån (Ånge) och Navarån (Sundsvall).

Grus- och torvtäkter samt diken

Ett vanligt problem som vi uppmärksammat i samband med inventering av våra vattendrag är transport av oönskat material. Materialtransporten orsakar grumling samt beläggning på det naturliga bottenstratumet. Detta drabbar alla organismer mer eller mindre. Även förhållandevis små sår i vattendragets strandszon kan orsaka stora problem långt nedströms i vattendragen. Många av dessa sedimenttransporter är dock av temporär karaktär som t ex en underminerad vägtrumma som medfört att delar av en väg och vägbank eroderats bort. Vi redovisar här enbart vattendrag som varit utsatta för kraftigare och mer långsiktiga negativa konsekvenser. Grustäkter utan skyddszoner till vattendragen orsakar mycket stora ekologiska problem. Det värsta exemplet bland de inventerade vattendragen hittar vi i Sulån (Sundsvall). Sedimenttransporterna från grustäkterna vid Sulån har orsakat stora ekologiska skador nedströms som beskrivs av Aronsson i en stencil från Mitthögskolan. Även från grustäkter i Överdalsån och Hornsjöbäcken (Härnösand) samt Harrån



Grustäkter i anslutning till vattendrag medför oftast att minerogent material kommer ut i vattendraget och orsakar stor ekologisk skada. Likaså diken som mynnar direkt i vattendraget. Skadorna kan till stor del undvikas genom att lämna en skyddszon mellan den mänskliga åtgärden och vattnet. Foto Oskar Norrgrann

(Ånge) har stora mängder sediment läckt ut i vattendragen. Vidare förekommer torvtäktsverksamhet i anslutning till ett vattendrag, Husån (Örnsköldsvik). I fyra vattendrag har vi bedömt att dikningsverksamheten varit av omfattande grad i åtminstone delar av vattendragen och det är Saluån (Örnsköldsvik), Ulvsjöån och Bänkåsbäcken (Sundsvall) samt Harrån (Ånge).

Onaturliga flöden

I 6 stycken av de inventerade vattendragen sker påverkan på flödet av varierande grad. De 6 vattendragen är Brånsån och Älandsån (Härnösand), Hemlingsån och Husån (Örnsköldsvik), Inviksån (Kramfors) samt Tälglättån (Sundsvall). De ekologiska konsekvenserna av onaturliga flöden beror helt på hur flödena varierar i vattendraget. Någon närmare analys av flödenas ekologiska konsekvenser har dock ej gjorts. Regleringarna av flödena i Brånsån, Hemlingsån och Husån är dock mer omfattande än i de övriga vattendragen.

Kända utsläpp

Liksom i sjöarna så finns det kännedom om ett antal vattendrag som utsätts för kommunala och/eller industriella utsläpp. Utsläppens påverkansgrad klassificeras i klasserna ingen, ringa eller påtaglig påverkan på vattenkvaliteten. Den vattendragsvisa bedömningen av påverkansgrad har liksom för sjöarna gjorts av en handläggare på länsstyrelsen som besitter god kännedom om länets reningsverk och industrier. Bedömningen gäller de förhållanden som rådde under den tidsperiod som biologiska data samlades in från vattendragen.

I 13 av de 50 vattendragen finns påverkan av utsläpp. I 11 stycken har utsläppen klassificerats som ringa och av kommunal härkomst. I Svedjeån (Kramfors) och Strömsån (Örnsköldsvik) har utsläppens påverkan klassificerats som påtaglig.

Påverkan från industriell verksamhet fanns endast i Strömsån där den dock bedömdes som ringa.

Försurning och eutrofiering

Liksom för sjöarna så har vi beräknat avvikelser från jämförvärdet för alkalinitet och totalfosfor även för vattendragen. Resultaten har använts för att bedöma hur många av de inventerade vattendragen som teoretiskt är surare och/eller är näringsrikare än vad som kan anses vara naturligt. Av de inventerade vattendragen så ingick 14 stycken i länets kalkprogram. Ingen av de inventerade vattendragen hade mer än 25% avvikelse från jämförvärdet för alkalinitet. Liksom för sjöarna så behandlar beräkningarna endast effekterna av surt nedfall och basflödesförsurning. Det innebär att endast 14 av de 50 vattendragen redovisas som försurningspåverkade.

Beräkningarna av vilka vattendrag som har en totalfosforhalt som avviker från det naturliga visar att 43 av vattendragen hade ingen till obetydlig avvikelse och alltså enbart 7 vattendrag kunde anses ha en högre fosforhalt än väntat. Strömsån (Örnsköldsvik) hade mycket stor avvikelse från jämförvärdet och var alltså det klart 'skitigaste' vattendraget i inventeringen.

Även vattendragen hade en stor påverkansgrad

Tabell 16 som visar påverkansbilden i vattendragen är tämligen lik den som beskriver sjöarna. Vi hade ju dock några sjöar som helt saknade den påverkan som vi dokumenterat. Det finns av vad vi kan förstå enbart en vattendragsträcka av de inventerade som enligt vår dokumentation kan anses som helt opåverkad av människan. Det är Lill-Mårdsjöbäcken i Sollefteå kommun. Ändå har vi inte tagit med effekter av areella näringarna! Nyligt gjorda studier dels i Emåns vattensystem och dels i Västernorrland visar att skyddszoner i

Tabell 16. Sammanfattning av hur många av de 50 inventerade vattendragen som är berörda av respektive typ av dokumenterad mänsklig påverkan.

| Typ av påverkan | Antal påverkade vattendrag |
|------------------------------|----------------------------|
| Förekomst av vandringshinder | 20 |
| Rensning och rätning | 47 |
| Grustäkter och diken | 8 |
| Onaturliga flöden | 6 |
| Bebyggelse | 15 |
| Näringsbelastade | 7 |
| Försurningspåverkade | 14 |
| Kända utsläpp | 13 |

samband med avverkningar av skog tyvärr endast förekommer längs hälften av de avverkade vattendragsträckorna. Om vi tittar på hur det ser ut i just Lill-Mårdsjöbäcken så vet vi att där saknas skyddszon i samband med en avverkning och att bäcken korsas av en stor kraftledningsgata som underhålls med röjning. Dessutom finns en felaktigt nedlagd vägtrumma som dämmer en kortare sträcka av bäcken. Så egentligen så finns inget opåverkat vattendrag alls bland de inventerade. Vi har inte heller någon systematisk kunskap om fiskutplantningar i de vattensystem som vattendragsträckorna ingår i. Vi har även sett många andra typer av påverkan som kan vara unik för just den sjön eller vattendraget.

Just den här känslan av att det inte verkar finnas några opåverkade vatten, där de vattenlevande organismerna kan leva i sin naturliga miljö och helt styrs av naturliga ekologiska processer, förstärktes kraftigt under pågående flodpärlmusselinventering. Vi kunde bara konstatera att är det inte den ena påverkan så är det den andra. Den enda lösning som finns på problemet är en aktiv vattenplanering. Alla som kan tänkas påverka våra vattens framtida öde måste samverka med målsättningen att bibehålla och återskapa naturliga miljöer. I dessa levande sjöar och vattendrag (naturvatten) skapas då förutsättningar för att bevara biologisk mångfald i våra sötvatten.

SJÖ- OCH VATTENDRAGSINVENTERING I VÄSTERNORRLANDS LÄN
- BESKRIVNING AV SJÖARNA OCH VATTENDRAGEN -



Trots att skogsavverkningarnas negativa konsekvenser och annan påverkan av mer lokal och ovanlig art ej systematiskt noterats i de inventerade vattendragen visade det sig att så gott som alla inventerade vattendrag var påverkade. Foto A och B. Det är fortfarande långt kvar tills det att skogsbruket fullt ut har levat upp till sitt sektorsansvar. Foto B, där vi kan se stubbar vid bäckkanten, är faktiskt från 1999! C. Oljeläcka från en skogsmaskin D. Underdimensionerade vattenövergångar som ger skadliga sedimenttransporter finns här och där. E. En bäcköverfart i samband med reparation av elnätet 1999 som orsakade långvarig minerogen sedimenttransport ut i det musselförande vattendraget. F. Kotramp som grumlar vattendraget. Samtliga foton Oskar Norrgrann.

SAMBANDEN MELLAN DE MORFOLOGISKA UPPGIFTERNA

Många av de beskrivande uppgifterna har samband med varandra. Det kan därför vara intressant att belysa dessa samband med en statistisk test. Vi har med hjälp av linjär regression (Pearson, Statistica) undersökt sambanden mellan 21 variabler som beskriver de inventerade sjöarna och 15 som beskriver de inventerade vattendragsträckorna. Tabell 17 tar upp sambanden mellan de 99 sjöarnas morfologiska variabler och tabell 18 sambanden för de 50 inventerade vattendragsträckorna. Variablerna har transformerats i syfte att erhålla samma (normal) fördelning och därmed en bättre jämförelse mellan variablerna. Några variabler har dock varit omöjliga att transformera till normalfördelning. Det har då varit variabler med många nullobservationer eller variabler med bimodal fördelning. Transformationerna är gjorda antingen med $\log x$, $\log(x+k)$, x^k eller \sqrt{x} . I matriserna redovisas korrelationskoefficienten r för talserierna. De tal som markerats med fet stil indikerar att sambandet är statistiskt signifikant ($p < 0,05$). Matriserna innehåller en stor mängd information. Vi nöjer oss dock med att lyfta fram några resultat som vi anser vara intressanta.

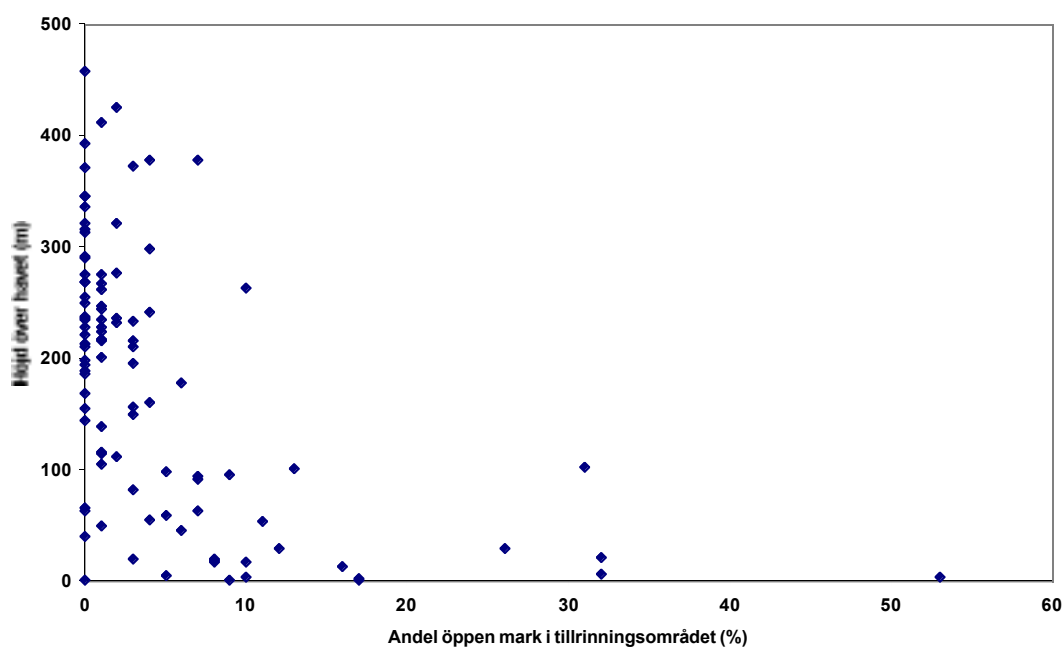
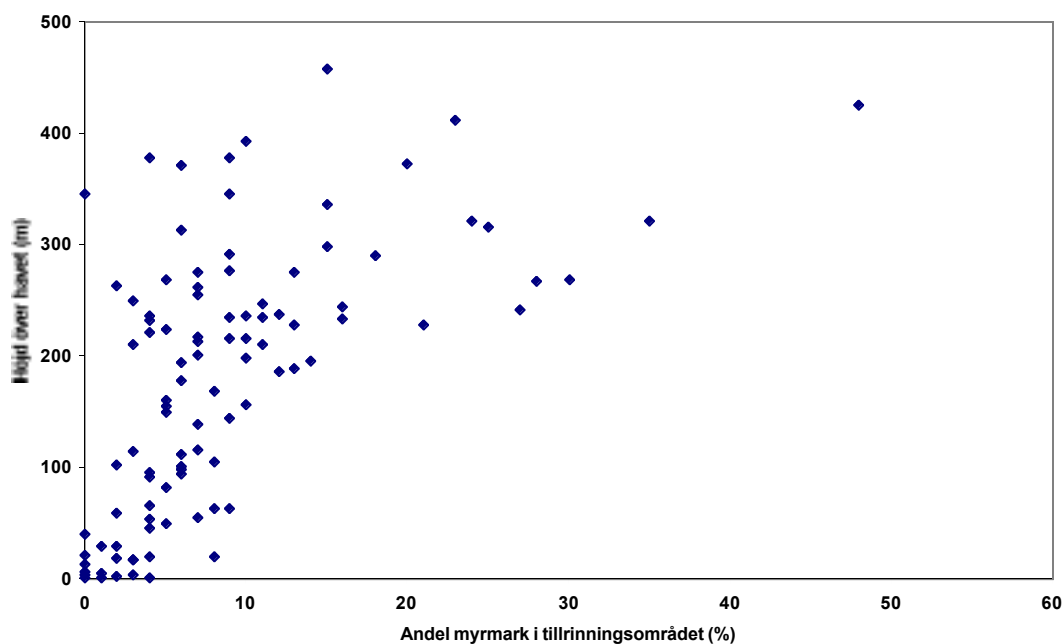
Länets yta är 22 000 km². Det är för övrigt landets 5:e största län till ytan. Ytan på sjöarnas tillrinningsområden som vi beskrivit inom ramen för denna inventering är drygt 30 000 km². Alltså en större yta än länet. Det beror på att det bland de inventerade sjöarna finns några älvsjöar med mycket stora tillrinningsområden. Stödesjön (Sundsvall), Helgumsjön (Sollefteå) och Gissjön (Örnsköldsvik) har tillsammans en yta på lite drygt 22 000 km² varav en stor del ligger i Jämtland län. Förutom sjöarnas tillrinningsområden så har dessutom ca 6 000 km² tillrinningsområden i anslutningen till de 50 vattendragen beskrivits. Men det viktiga som vi kan konstatera är att större delen av länets yta har beskrivits med avseende på förekommande marktyper och att resultaten alltså inte bara är intressant som beskrivning av sjöarnas och vattendragens tillrinningsområden utan även som beskrivning av markförhållandena i länet.

Vi kan i vårt material titta på hur tillrinningsområdenas marktyper förändras med stigande höjd över hav. Om vi tittar på hela tillrinningsområdet både för sjöar och vattendrag så kan vi se att andelen myrmark ökar signifikant för sjöar ($r=0,64$) och

för nedre avgränsning av vattendraget ($r=0,53$), medan andelen öppen mark minskar signifikant för sjöar ($r=-0,58$) och för nedre avgränsning av vattendrag ($r=-0,62$), med stigande höjd över hav. Eftersom inventeringens sjöar och vattendrag är väl spridda i länet och att den beskrivna ytan representerar så stor andel av länets yta så är det troligt att resultaten kan generaliseras till att gälla för hela Västernorrlands län. I Västernorrlands län så ökar alltså andelen myrmark medan andelen öppen mark minskar med stigande höjd över hav. Högsta kustlinjen ligger mellan 220-290 meter över havet i Västernorrlands län. Våra data antyder att det vid den nivån sker en strukturell förändring av förekomsten av andelen myrmark i länet (figur 1a). Över den höjdnivån tycks det vara betydligt vanligare med en större andel myrmark i tillrinningsområdet.

Morän med ett stort inslag av finare fraktioner är relativt vanlig i länet. I moränen över HK finns dessa finare, vattenbindande jordarter kvar vilket medför att bildandet av myrmarker har kunnat ske på relativt sett stora arealer och på många platser. Dessutom uppkom klarningsbassänger för smältvatten i den uppsprickande landisen, vilket speciellt i länets nordvästra del har haft en stor betydelse för bildningen av myrar över HK. Under HK däremot, har moränen till stora delar sorterats och omlagrats genom havsvågornas bearbetning. På så sätt har de finare jordartsfraktionerna sköljts ur moränen och transporterats långt till lågt liggande, flacka terrängavsnitt. Bildningen av myrmarker kom då att ske i mindre omfattning, hänvisad till dessa områden med täta jordarter. En annan orsak till resultatet kan också vara att människan utnyttjat områden med utsorterat finare sedimentet under HK till odlingsmark. Områden som i ett av människan opåverkat landskap till stora delar skulle ha varit myrmark. I figur 1b kan vi se att antalet sjöar med en större andel öppen mark tycks vara vanligare under HK.

Beträffande andelen skogsmark och andelen sjöyta så visar resultaten att höjdläget inte spelar någon roll. Om vi tittar på hur det ser ut strandnära för sjöarna så framkommer ett något annorlunda mönster. Andelen skogsmark ökar ($r=0,55$) signifikant medan andelen öppen mark har ett signifikant negativt samband med stigande höjd över hav



Figur 1a och 1b. Andelen myrmark ökar ($r=0,64$) medan andelen öppen mark minskar ($r=-0,58$) i sjöarnas tillrinningsområde med stigande höjd över hav.

($r=-0,60$) medan andelen myrmark i sjöarnas strandzon är oberoende av altituden. Man kan fråga sig varför andelen myrmark inte ökar strandnära med höjd över hav på samma sätt som då vi betraktar hela tillrinningsområdet? En trolig förklaring kan vara urvalet av sjöar. Sjöar med riklig förekomst av 'sumpiga' stränder är inte speciellt roliga att inventera ur praktisk synvinkel. Det är

åtskilligt mycket trevligare att inventera sjöar som omges av skogsmark. Sjöar inbäddade i myrlant terräng har dessutom oftast brunare vatten med naturligt lägre pH-värden. Dessa sjöar har sällan lika höga naturvärden ur ett värdeperspektiv som kalkrikare klarvattenssjöar. I vattendragens närmiljö är mönstret detsamma som för hela tillrinningsområdet. Andelen myrmark har

ett positivt samband ($r=0,65$ resp. $0,70$) och andelen öppen mark ett negativt ($r= 0,60$ resp. $0,66$) med stigande höjd över hav.

Ett mer förväntat resultat var att ett antal variabler skulle vara starkt storleksrelaterade. Med det menas att om storleken på sjön eller vattendraget skulle ändras så ändras även variabeln ifråga. Om vi som exempel tittar på sjöyta (tabell 17) så kan vi se att sjöytan har starkt positivt samband med tillrinningsområdets yta ($r=0,70$), sjövolym ($r=0,95$), medeldjup ($r=0,59$), största uppmätta djup ($r=0,70$), strandlinjelängd ($r=0,96$) samt antal inlopp ($r=0,81$). För vattendragen finns motsvarande starka positiva samband mellan de inventerade vattendragsträckornas längd och tillrinningsområdets yta ($r=0,95$) respektive streamorder ($r=0,80$) samt ett signifikant negativt samband med brutenhet i tillrinningsområdet ($r=-0,82$).

För de flesta av dessa samband med storleken kan man säga att det råder ett kausalt samband d v s att sambandet är ett äkta samband. Sjöar med större sjöyta har en längre strandlinje och sannolikt är de även generellt sett både djupare och har fler inlopp. Vi vill här passa på att påpeka att då jämfö-

relser mellan sjöar ur olika aspekter skall göras så måste det då i rättvisans namn ske inom en och samma storleksklass. Vill man t ex jämföra antal inlopp mellan sjöar så får det antingen ske mellan likstora sjöar alternativt att man tar bort storleksdimensionen. Det kan låta sig göras genom att till exempel uttrycka antal inlopp per kilometer strandlinjelängd (antal inlopp/strandlinjelängd).

Ofta i korrelationsmatriser finns även signifikanta samband som är icke kausala, alltså samband som är icke reella samband. Det kan t ex bero på att en variabel är samkorrelerade med en annan variabel. I vårt fall så är brutenhet i tillrinningsområdet signifikant negativt korrelerad med både sjöyta ($r=-0,73$) och vattendragsträckans längd ($r=-0,82$). Brutenheten minskar alltså med ökande storlek på sjöar och vattendrag? Detta kan förklaras av att tillrinningsområdets yta ingår i formeln för beräkning av brutenhet. Det negativa sambandet mellan brutenhet och sjöarnas storlek och vattendragens längd kan därmed förklaras av det positiva sambandet mellan tillrinningsområdets yta och storleken på sjöar och vattendrag. Det är alltså inte lämpligt att jämföra brutenhet mellan vatten i olika storleksklasser.

Tabell 17. Korrelationsmatris (Pearson) som visar sambanden mellan de morfologiska och beskrivande uppgifterna för de 99 inventerade sjöarna (n=99). De med fet stil markerade siffrorna anger att sambandet är signifikant ($p < 0,05$). De variabler som ingår i testen är:

1. Tillrinningsområdets yta (km²), log(yta)
2. Brutenhet i tillrinningsområdet, log(brutenhet)
3. Andelen sjöyta i tillrinningsområdet (%), log(sjöyta+1)
4. Andelen skogsmark i tillrinningsområdet (%), skog²
5. Andelen myrmark i tillrinningsområdet (%), log(myr+1)
6. Andelen öppen mark i tillrinningsområdet (%), log(öm+1)
7. Andelen skogsmark strandnära (%), ej transf.
8. Andelen myrmark strandnära (%), myr0,7
9. Andelen öppen mark strandnära (%), log(öm+1)
10. Andel sur berggrund i tillrinningsområdet (%), $\sqrt{\text{sur berggrund}}$
11. Andel intermediär berggrund i tillrinningsområdet (%), ej transf.
12. Andel basisk berggrund i tillrinningsområdet (%), ej transf.
13. Arealen på sjöarnas yta (km²), log(sjöyta)
14. Sjöarnas vattenvolym (m³), log(sjövolym)
15. Sjöarnas medeldjupet (m), $\sqrt{\text{medeldjupet}}$
16. Största uppmätta djup i sjöarna (m), $\sqrt{\text{maxdjup}}$
17. Vattenutbytestiden i sjöarna (år), log(vut+0,01)
18. Längden på sjöarnas strandlinje (km), log(längd)
19. Fliktal, log(fliktal)
20. Antal inlopp i sjöarna, $\sqrt{\text{antal inlopp}}$
21. Sjöarnas höjdläge i förhållande till havsytan (m), ej transf.

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 |
|----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| 1 | 1,00 | -,82 | ,64 | -,19 | ,29 | ,05 | -,27 | -,16 | ,51 | ,20 | ,04 | -,19 | ,70 | ,63 | ,35 | ,42 | -,44 | ,65 | ,26 | ,76 | -,19 |
| 2 | -,82 | 1,00 | -,57 | ,35 | -,41 | -,04 | ,20 | ,05 | -,36 | -,22 | -,01 | ,16 | -,73 | -,61 | -,24 | -,33 | ,24 | -,69 | -,35 | -,69 | ,00 |
| 3 | ,64 | -,57 | 1,00 | -,29 | ,14 | ,08 | -,21 | ,02 | ,27 | ,21 | -,10 | -,04 | ,39 | ,29 | ,08 | ,15 | -,43 | ,40 | ,26 | ,47 | -,17 |
| 4 | -,19 | ,35 | -,29 | 1,00 | -,25 | -,49 | ,56 | -,62 | -,24 | ,11 | -,06 | -,08 | -,05 | ,12 | ,33 | ,30 | ,35 | -,09 | -,16 | -,19 | ,02 |
| 5 | ,29 | -,41 | ,14 | -,25 | 1,00 | -,48 | ,30 | ,08 | -,21 | ,19 | ,10 | -,30 | ,36 | ,35 | ,14 | ,17 | ,06 | ,32 | ,12 | ,37 | ,64 |
| 6 | ,05 | -,04 | ,08 | -,49 | -,48 | 1,00 | -,73 | ,21 | ,66 | -,25 | ,03 | ,26 | -,09 | -,23 | -,32 | -,31 | -,33 | -,06 | ,04 | -,01 | -,58 |
| 7 | -,27 | ,20 | -,21 | ,56 | ,30 | -,73 | 1,00 | -,44 | -,68 | ,08 | ,02 | -,11 | ,08 | ,23 | ,33 | ,35 | ,57 | ,06 | -,01 | -,03 | ,55 |
| 8 | -,16 | ,05 | ,02 | -,62 | ,08 | ,21 | -,44 | 1,00 | -,20 | ,00 | -,03 | ,02 | -,29 | -,47 | -,60 | -,58 | -,34 | -,24 | ,00 | -,14 | ,07 |
| 9 | ,51 | -,36 | ,27 | -,24 | -,21 | ,66 | -,68 | -,20 | 1,00 | -,11 | ,12 | -,01 | ,29 | ,23 | ,10 | ,09 | -,34 | ,25 | ,07 | ,29 | -,60 |
| 10 | ,20 | -,22 | ,21 | ,11 | ,19 | -,25 | ,08 | ,00 | -,11 | 1,00 | -,67 | -,37 | ,22 | ,20 | ,08 | ,12 | ,02 | ,21 | ,12 | ,14 | ,25 |
| 11 | ,04 | -,01 | -,10 | -,06 | ,10 | ,03 | ,02 | -,03 | ,12 | -,67 | 1,00 | -,39 | -,03 | -,02 | -,01 | ,00 | -,10 | -,02 | ,00 | ,06 | -,16 |
| 12 | -,19 | ,16 | -,04 | -,08 | -,30 | ,26 | -,11 | ,02 | -,01 | -,37 | -,39 | 1,00 | -,16 | -,18 | -,09 | -,15 | ,02 | -,16 | -,10 | -,14 | -,12 |
| 13 | ,70 | -,73 | ,39 | -,05 | ,36 | -,09 | ,08 | -,29 | ,29 | ,22 | -,03 | -,16 | 1,00 | ,95 | ,59 | ,70 | ,28 | ,96 | ,52 | ,81 | ,13 |
| 14 | ,63 | -,61 | ,29 | ,12 | ,35 | -,23 | ,23 | -,47 | ,23 | ,20 | -,02 | -,18 | ,95 | 1,00 | ,80 | ,85 | ,41 | ,90 | ,45 | ,75 | ,16 |
| 15 | ,35 | -,24 | ,08 | ,33 | ,14 | -,32 | ,33 | -,60 | ,10 | ,08 | -,01 | -,09 | ,59 | ,80 | 1,00 | ,92 | ,50 | ,54 | ,20 | ,48 | ,06 |
| 16 | ,42 | -,33 | ,15 | ,30 | ,17 | -,31 | ,35 | -,58 | ,09 | ,12 | ,00 | -,15 | ,70 | ,85 | ,92 | 1,00 | ,49 | ,69 | ,40 | ,58 | ,12 |
| 17 | -,44 | ,24 | -,43 | ,35 | ,06 | -,33 | ,57 | -,34 | -,34 | ,02 | -,10 | ,02 | ,28 | ,41 | ,50 | ,49 | 1,00 | ,29 | ,22 | -,03 | ,42 |
| 18 | ,65 | -,69 | ,40 | -,09 | ,32 | -,06 | ,06 | -,24 | ,25 | ,21 | -,02 | -,16 | ,96 | ,90 | ,54 | ,69 | ,29 | 1,00 | ,73 | ,78 | ,12 |
| 19 | ,26 | -,35 | ,26 | -,16 | ,12 | ,04 | -,01 | ,00 | ,07 | ,12 | ,00 | -,10 | ,52 | ,45 | ,20 | ,40 | ,22 | ,73 | 1,00 | ,42 | ,07 |
| 20 | ,76 | -,69 | ,47 | -,19 | ,37 | -,01 | -,03 | -,14 | ,29 | ,14 | ,06 | -,14 | ,81 | ,75 | ,48 | ,58 | -,03 | ,78 | ,42 | 1,00 | ,00 |
| 21 | -,19 | ,00 | -,17 | ,02 | ,64 | -,58 | ,55 | ,07 | -,60 | ,25 | -,16 | -,12 | ,13 | ,16 | ,06 | ,12 | ,42 | ,12 | ,07 | ,00 | 1,00 |

Tabell 18. Korrelationsmatris (Pearson) som visar sambanden mellan morfologiska och beskrivande uppgifterna för de 50 inventerade vattendragen (n=50). De med fet stil markerade siffrorna anger att sambandet är signifikant ($p < 0,05$). De variabler som ingår i testen är:

1. Tillrinningsområdets yta (km²), log(yta)
2. Brutenhet i tillrinningsområdet, log(brutenhet)
3. Andelen sjöyta i tillrinningsområdet (%), log(sjöyta+1)
4. Andelen skogsmark i tillrinningsområdet (%), skog⁵
5. Andelen myrmark i tillrinningsområdet (%), $\sqrt{\text{myr}}$
6. Andelen öppen mark i tillrinningsområdet (%), log(öm+1)
7. Andelen skogsmark strandnära (%), skog²
8. Andelen myrmark strandnära (%), log(myr+1)
9. Andelen öppen mark strandnära (%), log(öm+1)
10. Den inventerade sträckans längd (km), log(längd)
11. Streamorder i sträckans nedre del, ej transformerad
12. Höjd över hav för sträckans nedre avgränsning (m), ej transformerad
13. Höjd över hav för sträckans övre avgränsning (m), ej transformerad
14. Skillnaden i höjd mellan övre och nedre avgränsning (m), log(höjdskillnad)
15. Vattendragsträckans fallhöjd (m/km), log(fallhöjd)

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 |
|----|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| 1 | 1,00 | -0,85 | 0,32 | -0,12 | 0,54 | -0,23 | -0,05 | 0,31 | -0,03 | 0,95 | 0,84 | 0,14 | 0,31 | 0,39 | -0,61 |
| 2 | -0,85 | 1,00 | -0,17 | 0,34 | -0,53 | 0,07 | 0,17 | -0,23 | -0,02 | -0,82 | -0,72 | -0,26 | -0,20 | -0,23 | 0,78 |
| 3 | 0,32 | -0,17 | 1,00 | -0,39 | -0,03 | -0,04 | -0,02 | 0,15 | 0,03 | 0,25 | 0,17 | 0,12 | 0,11 | 0,17 | 0,02 |
| 4 | -0,12 | 0,34 | -0,39 | 1,00 | -0,02 | -0,49 | 0,26 | 0,10 | -0,26 | -0,11 | -0,15 | 0,01 | 0,18 | 0,25 | 0,09 |
| 5 | 0,54 | -0,53 | -0,03 | -0,02 | 1,00 | -0,60 | 0,12 | 0,56 | -0,50 | 0,54 | 0,54 | 0,53 | 0,61 | 0,66 | -0,38 |
| 6 | -0,23 | 0,07 | -0,04 | -0,49 | -0,60 | 1,00 | -0,29 | -0,61 | 0,65 | -0,19 | -0,19 | -0,62 | -0,76 | -0,82 | 0,02 |
| 7 | -0,05 | 0,17 | -0,02 | 0,26 | 0,12 | -0,29 | 1,00 | -0,17 | -0,63 | -0,04 | 0,17 | 0,10 | 0,26 | 0,30 | 0,31 |
| 8 | 0,31 | -0,23 | 0,15 | 0,10 | 0,56 | -0,61 | -0,17 | 1,00 | -0,44 | 0,31 | 0,09 | 0,65 | 0,70 | 0,71 | -0,24 |
| 9 | -0,03 | -0,02 | 0,03 | -0,26 | -0,50 | 0,65 | -0,63 | -0,44 | 1,00 | -0,07 | -0,11 | -0,60 | -0,66 | -0,65 | -0,07 |
| 10 | 0,95 | -0,82 | 0,25 | -0,11 | 0,54 | -0,19 | -0,04 | 0,31 | -0,07 | 1,00 | 0,80 | 0,11 | 0,31 | 0,38 | -0,59 |
| 11 | 0,84 | -0,72 | 0,17 | -0,15 | 0,54 | -0,19 | 0,17 | 0,09 | -0,11 | 0,80 | 1,00 | 0,07 | 0,29 | 0,36 | -0,41 |
| 12 | 0,14 | -0,26 | 0,12 | 0,01 | 0,53 | -0,62 | 0,10 | 0,65 | -0,60 | 0,11 | 0,07 | 1,00 | 0,81 | 0,74 | -0,24 |
| 13 | 0,31 | -0,20 | 0,11 | 0,18 | 0,61 | -0,76 | 0,26 | 0,70 | -0,66 | 0,31 | 0,29 | 0,81 | 1,00 | 0,96 | -0,04 |
| 14 | 0,39 | -0,23 | 0,17 | 0,25 | 0,66 | -0,82 | 0,30 | 0,71 | -0,65 | 0,38 | 0,36 | 0,74 | 0,96 | 1,00 | -0,06 |
| 15 | -0,61 | 0,78 | 0,02 | 0,09 | -0,38 | 0,02 | 0,31 | -0,24 | -0,07 | -0,59 | -0,41 | -0,24 | -0,04 | -0,06 | 1,00 |

OMGIVNINGARNAS BETYDELSE FÖR VATTENKVALITET

Det är känt att marktyper i sjöarnas och vattendragens tillrinningsområden påverkar vattnets kemiska sammansättningen. Som en avslutning på de kapitel som behandlar vattenkemin och beskrivningarna av de 99 sjöarna och 50 vattendragen redovisar vi med enkel linjär regression sambandet (Pearson) mellan de faktorer i tillrinningsområdet som vi beskrivit och de vattenkemiska resultaten. De vattenkemiska och beskrivande variablerna har transformerats i syfte att erhålla samma (normal) fördelning och därmed en bättre jämförelse mellan variablerna. Några variabler har dock varit omöjliga att transformera till normalfördelning. Det har då varit variabler med många nollobserverationer eller variabler med bimodal fördelning. De vattenkemiska variablerna som ingår i analysen är pH, alkalinitet, konduktivitet, CaMg, vattenfärg, totalfosfor, klorid och sulfat. Vattenkemidata från vattendragen härrör enbart från den nedersta lokalen i vattendragsträckan. Från denna punkt i vattendraget är tillrinningsområdet beskrivet och därmed erhålls för den vattenkemiska målpunkten relevanta data på markförhållandena för analysen.

De variabler i tillrinningsområdet som ingår i analysen för både sjöar och vattendrag är tillrinningsområdets yta, andelen sjöyta, skogsmark, myrmark och öppen mark i hela tillrinningsområdet samt strandnära. Teoretiskt så påverkar förekomsten av en marktyp mer om den ligger nära det vatten som skall studeras än om den ligger perifert i tillrinningsområdet. Håkansson m fl publicerade 1990 en metod som kallas DAZ (The drainage area zonation method). Huvudsyftet med metoden är att korrigera för just avståndets påverkan på vattnet. Vi har ej använt oss av DAZ. Men vi har beskrivit en 30 meters zon längs sjöstranden respektive vattendragens stränder som vi kallar för strandnära. Förutom marktyperna så har vi för sjöarna även beskrivit berggrunden i hela tillrinningsområdet. Berggrunden har delats in i sur, intermediär och basisk. En viktig faktor som tyvärr inte belyses alls i vår analys är jordartförhållandena i vattnens omgivning. För utförligare information om de vattenkemiska och markbeskrivande data som ingår i analysen hänvisas till respektive kapitel. I tabell 19 och 20 redovisas r-värdet för korrelatio-

Tabell 19. Korrelation (Pearson) mellan vattenkemi och beskrivning av tillrinningsområdet i 99 sjöar. Vid signifikant samband ($p < 0,05$) har värdet på r markerats med fet stil.

| | Tillr. yta | Sjöyta tillr. | Skog tillr. | Skog strand | Myr tillr. | Myr strand | Öpp.m. tillr. | Öpp.m. strand | Sur berg. | Interm. berg | Basisk berg. |
|--|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|---------------|--------------|--------------|--------------|
| pH | 0,08 | 0,00 | 0,42 | 0,19 | -0,19 | -0,35 | -0,12 | -0,06 | 0,21 | -0,36 | 0,21 |
| Alk. | -0,04 | 0,04 | 0,10 | -0,25 | -0,46 | 0,03 | 0,33 | 0,12 | 0,05 | -0,38 | 0,43 |
| CaMg ¹ | -0,14 | -0,10 | -0,16 | -0,39 | -0,64 | 0,17 | 0,58 | 0,23 | -0,20 | -0,14 | 0,41 |
| Kond. | -0,21 | -0,15 | -0,14 | -0,42 | -0,71 | 0,19 | 0,58 | 0,22 | -0,26 | -0,09 | 0,41 |
| Färg | 0,21 | 0,12 | -0,31 | -0,21 | 0,48 | 0,31 | 0,02 | 0,10 | -0,06 | 0,21 | -0,11 |
| Ptot | 0,12 | 0,13 | -0,21 | -0,52 | -0,26 | 0,13 | 0,46 | 0,43 | -0,22 | 0,06 | 0,22 |
| Cl ⁻ ² | -0,17 | -0,12 | -0,11 | -0,66 | -0,66 | 0,06 | 0,60 | 0,36 | -0,36 | -0,01 | 0,36 |
| SO ₄ ²⁻ ² | -0,19 | -0,10 | -0,25 | -0,37 | -0,53 | 0,17 | 0,60 | 0,26 | -0,32 | 0,14 | 0,13 |

1. n=97. 2. n=74.

Tabell 20. Korrelation (Pearson) mellan vattenkemi och beskrivning av tillrinningsområdet i 50 vattendrag. Vid signifikant samband ($p < 0,05$) har värdet på r markerats med fet stil.

| | Tillr. yta | Uppstr. sjö ² | Sjöyta tillr. | Skog tillr. | Skog strand | Myr tillr. | Myr strand | Öpp.m. tillr. | Öpp.m. strand sjö |
|-------------------------------|---------------|-----------------------------|------------------|----------------|----------------|---------------|---------------|------------------|----------------------|
| pHvin. | -0,04 | 0,08 | 0,19 | -0,15 | -0,07 | -0,27 | 0,08 | 0,13 | 0,04 |
| pHvår | -0,07 | -0,05 | 0,26 | -0,19 | -0,04 | -0,42 | 0,01 | 0,20 | 0,10 |
| pHvin-vår | -0,02 | 0,21 | -0,35 | 0,20 | 0,02 | 0,37 | 0,10 | -0,19 | -0,15 |
| Alkvin | -0,13 | 0,08 | -0,08 | -0,19 | -0,15 | -0,30 | 0,06 | 0,24 | 0,07 |
| Alkvår | 0,02 | -0,09 | 0,24 | -0,28 | -0,17 | -0,40 | 0,00 | 0,31 | 0,15 |
| Alkvin-vår | -0,29 | 0,27 | -0,41 | 0,02 | -0,10 | 0,01 | 0,11 | -0,03 | -0,06 |
| CaMgvin | -0,30 | 0,08 | -0,22 | -0,27 | -0,14 | -0,48 | -0,25 | 0,52 | 0,25 |
| CaMgvår ¹ | -0,27 | -0,01 ³ | 0,04 | -0,39 | -0,14 | -0,56 | -0,30 | 0,56 | 0,31 |
| Kondvin | -0,35 | 0,00 | -0,25 | -0,27 | -0,26 | -0,58 | -0,37 | 0,64 | 0,41 |
| Kondvår | -0,36 | 0,01 | -0,08 | -0,39 | -0,19 | -0,66 | -0,46 | 0,75 | 0,43 |
| Färgvin | 0,19 | 0,07 | -0,15 | -0,07 | 0,00 | 0,39 | -0,07 | -0,03 | -0,04 |
| Färgvår | -0,01 | 0,22 | -0,42 | 0,08 | 0,04 | 0,37 | -0,11 | -0,07 | -0,05 |
| Ptot | -0,04 | -0,03 | -0,19 | -0,28 | -0,30 | -0,18 | -0,46 | 0,59 | 0,51 |
| Cl ⁻ | -0,29 | -0,13 | -0,11 | -0,36 | -0,34 | -0,61 | -0,60 | 0,82 | 0,62 |
| SO ₄ ²⁻ | -0,48 | -0,17 | 0,01 | -0,30 | -0,18 | -0,77 | -0,72 | 0,79 | 0,61 |

¹. n=48. ². n=48. ³. n=46

nerna mellan vattenkemin och beskrivning av sjöarna och vattendragens omgivande mark. Sjöarnas vattenkemi härrör enbart från provtagning under stabil vinterperiod då inslaget av grundvatten är stort, sk basflöde. Vattenkemiuppgifterna från vattendragen härrör både från vinterns basflöde och vårens högflödesperiod med dess ytligare avrinning från smältande snö.

Tidigare i kapitlet har vi visat sambanden mellan de olika marktyperna både i hela tillrinningsområdet och strandnära (tabell 17 och 18). Resultaten visade att andelen av de olika marktyperna hade samband med varandra. Ökar eller minskar andelen av någon marktyp så bör ju rimligen andra marktypers arealer ändras i motsvarande grad. Vi har även sett att andelen myr ökar med stigande höjd över hav och att det motsatta gäller för öppen mark. En liknande relation finns naturligtvis även för förekomsten av de olika berggrundstyperna. Dessa generella förhållande är viktiga att hålla i minnet då resultaten i tabell 19 och 20 analyseras. I stora drag anser vi att resultaten pekar på att relationen mellan myr och öppen mark i tillrinningsområdet är det som avgör vattnets kemiska kvalitet mest. Öppen mark innebär förekomst av finkorniga jordar. Vatten som transporteras genom finkorniga jordar blir generellt sett jonstarkare och därmed näringsrikare och mer välbuffrat. Myrlänt ter-

räng medför ökade humushalter och därmed brunare och surare vatten. Även om andelen skog också uppvisar samband med vattenkemin i flera fall så har vi svårt att finna motsvarande kausalsamband.

Det kan ju tyckas märkligt, efter att nu ha försökt argumentera bort förekomst av skog som någon betydande faktor för vattenkvalitén, med andelen skog som starkaste förklaringsgrad för pH-värdet i sjöarna vintertid ($r=0,42$). Vi tror dock att det finns en bra förklaring till r -värdet. Men då måste vi blanda in andelen öppen mark och myr. Bland urvalet av sjöar så finns ett antal fågelsjöar. De ligger kustnära, är grunda och omges av öppen mark. I dessa blir pH vintertid lågt på grund av kemiska och biologiska processer under istäcket. Isen hindrar nämligen gasutbytet med omgivande luft. Den koldioxid som bildas i samband med nedbrytning av organiskt material stannar kvar i vattnet och driver jämviktsreaktionen mellan koldioxid och kolsyra mot kolsyra. Detta ökar vätejonkoncentrationen med ett lägre pH-värde som följd. Eftersom detta inträffar i sjöar med mycket odlingsmark i sin omgivning så förhindrar det effektivt att ett positivt samband mellan pH och andelen öppen mark uppstår. Andelen myr i tillrinningsområdet har ett närapå negativt signifikant samband med pH ($r=-0,19$). Alltså varken förekomst av öppen mark eller

myr gynnar ett högre pH-värde vilket banar väg för skog i analysen. Vidare kan vi notera att r -värdet indikerar att andelen myrmark som ligger i direkt anslutning till sjön betyder mer för pH under stabil vinter än andelen myrmark i hela tillrinningsområdet.

I vattendragen så hittar vi inga signifikanta samband mellan pH stabil vinter och omgivande mark. Liksom för sjöarna så är dock r -värdet mycket nära ett negativt samband mellan pH och andel myr i tillrinningsområdet. Under vårens höglöde däremot så råder ett negativt samband däremellan ($r=-0,42$). Ju mer myrmarker desto lägre pH under snösmältningen. I tabellen redovisas även något som vi kallar för ΔpH . ΔpH är det pH-värde som uppmätts under stabil vinter minus det pH-värde som uppmätts under vårens höglöde (pHvin-vår). Det som till vardags brukar kallas för surstöt. ΔpH har ett positivt signifikant samband ($r=0,37$) med andelen myr i tillrinningsområdet och ett signifikant negativt samband ($r=-0,35$) med andelen sjöyta i tillrinningsområdet. Det innebär inte helt förvånande att surstöten blir större i vattendrag med riklig förekomst av myrmarker i omgivningen och mindre om det finns rikligt med sjöar uppströms. Förekomst av sjöar har en utjämnande effekt på vårens flöden. Något förvånande så har ej avståndet till närmaste uppströms liggande sjö eller större vattendrag något signifikant samband med ΔpH i vår undersökning? Men $r=0,21$ antyder att ett större avstånd tenderar till att leda till en större surstöt.

Både sjöarnas och vattendragens alkalinitet vintertid har ett signifikant negativt samband med andelen myrmark i tillrinningsområdet ($r=-0,46$ respektive $-0,30$). Öppen mark har ett positivt samband med alkaliniteten både i sjöarna ($r=0,33$) och vattendragen ($r=0,24$) men det är bara signifikant för sjöarna. Under vårens höglöde så är sambanden med både andelen myrmark ($r=-0,40$) och andelen öppen mark ($r=0,31$) starkare och då även signifikant med andelen öppen mark. Deltaalkaliniteten har ett negativt signifikant samband med tillrinningsområdets areal ($r=-0,29$) och andelen sjöyta i tillrinningsområdet ($r=-0,41$). Alkaliniteten, som är ett mått på vattnets motståndskraft mot försurning, minskar alltså mest i små tillrinningsområden och i tillrinningsområden som har liten sjöyta. Vi kan också konstatera att det är närapå ett signifikant positivt samband mellan avstånd till närmaste större vatten och deltaalkaliniteten ($r=0,27$). Vi kan alltså konstatera att alkali-

niteten är högre i vatten som omges av öppen mark och att surstöten blir mindre i större vattendrag och i vattendrag med riklig förekomst av uppströms belägna sjöar

Till skillnad från de andra variablerna så fanns ett signifikant positivt samband mellan färgen på vattnet och andelen myr i tillrinningsområdet. För sjöarna är r -värdet 0,48 och i vattendragen 0,39 vintertid och 0,37 under vårfloden. Vi kan också se i tabell 20 att det råder ett negativt samband mellan vattnets färg under vårfloden och andel sjöyta i tillrinningsområdet. Således är vattnet icke förvånande brunare då det är mer myrmarker i tillrinningsområdet och ju mindre sjöar det finns uppströms i samband med vårfloden. Sjöarna har ju förmågan att fungera som sedimentationsfällor.

I grova drag så sammanfaller resultaten för sjöarna och vattendragen beträffande CaMg, konduktivitet, totalfosfor, klorid och sulfat. I både sjöarna och vattendragen så uppmäts högre halter ju större andel yta av omgivningarna som består av öppen mark. Starkaste sambandet fanns mellan klorid och andel öppen mark i vattendragens tillrinningsområde ($r=0,82$). Det sambandet var även det starkaste i hela analysen. Vi kan dock notera att det ej råder något negativt samband mellan totalfosforhalten och andelen myr i vattendragens tillrinningsområde till skillnad mot de andra nämnda parametrarna. Även i sjöarna så råder ett svagare signifikant negativt samband mellan totalfosfor och andelen myr i tillrinningsområdet än för CaMg, konduktivitet, klorid och sulfat. Det tyder på att halten totalfosfor avviker en smula jämförelsevis i förhållande till andelen myr i tillrinningsområdet. Kanske kan det förklaras av humuspartiklarnas förmåga att adsorbera fosfor. Resultaten från vattenkemikapitlet visar att totalfosforhalten har ett positivt samband med vattenfärgen (se tabell 17 i kapitlet "Vattenkemi").

En annan mindre avvikelse är att sulfathalten vintertid i sjöarna inte hade något samband med andelen basisk berggrund. Flera svaga signifikanta samband råder mellan de olika typerna av berggrund som beskrivits och de vattenkemiska variablerna i sjöarna. Med tanke på att, liksom för marktyperna, förekomsten av den ena typen beror av förekomsten av den andra vill vi inte lägga någon större vikt vid resultaten i denna enklare analys. Men det tycks som om en större andel basisk berggrund gynnar flertalet av de undersökta kemiska variablerna.

Något som förvånar oss en smula är att fördelningen av marktyperna i hela tillrinningsområdet tycks vara mer betydelsefulla för vattenkvaliteten i vår undersökning än marktypernas fördelning strandnära de inventerade sjöarna och vattendragen. Ju mer skilt från 0 ett r-värde är desto större är sambandet. Detta kan utnyttjas vid en enkel jämförelse mellan betydelsen av att beskriva marktyperna i hela tillrinningsområdet mot att bara beskriva marktyperna strandnära. Om vi jämför r-värdet för andelen myr och andelen öppen mark i hela tillrinningsområdet mot strandnära så visar det att i sjöarna så är r-värdet högre i hela tillrinningsområdet i 14 fall och lägre i bara 2 fall. I vattendragen är motsvarande resultat 26 mot 4. För de två viktigaste marktyperna så hade det i princip räckt för oss att beskriva deras andelar i hela tillrinningsområdet för att belysa marktypernas betydelse för vattenkvaliteten. En annan sak som var lite oväntad var att avståndet till närmast uppströms belägna sjö eller större vattendrag inte gav något signifikant samband med vattenkvaliteten. I de fall andelen sjöyta i tillrinningsområdet gav signifikanta samband (deltapH, deltaalkaliniteten och vattenfärg) så var även r-värdena för uppströms sjö mest skilda

från 0. Det vill säga att även i detta fall så kan man säga att undersökningen pekar på att förhållandena i hela tillrinningsområdet förklarar vattenkvaliteten bättre än förhållandena objektsnära.

Nästa steg i analysen skulle kunna vara att med stegvis regression skapa modeller för de vattenkemiska variablerna och titta på deras förklaringsgrad. Men vi anser att först bör då även jordarternas status beskrivas i tillrinningsområdena samt naturligtvis berggrunden i vattendragen tillrinningsområden. Det skulle då även vara intressant att titta på den mänskliga aktiviteten i de olika marktyperna. I skogsmark borde hänsyn tas till skogens åldersstatus och brukningsmetoder och i öppen mark skulle då mark som gödslas, kalkas och bearbetas kontinuerligt/regelbundet skiljas från mark som på sin höjd mestadels enbart utnyttjas som betning. Även en variabel som beskriver vägnätets påverkan skulle vara intressant att ta med. Vi anser även att det finns behov av att beskriva tillrinningsområdets relief på ett bättre sätt än med brutenhet som i alltför stor grad är samkorrelerad med tillrinningsområdets yta.

Litteratur

- Aronsson, A. 1997. Grustäckers inverkan på beståndet av flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera* L.) och övrig bottenfauna i Sulån, Medelpad. C-uppsats i biologi. Stencil. Mitthögskolan. Inst. för TNV.
- Bengtsson, Åke m fl., 1987. Typsjöar och tillrinningsområden i Västernorrlands län. Projektet Kalkning-Kvicksilver. Naturvårdsverket. Rapport 3402.
- Bergengren, Jakob. 1999. Vandringshinder & spridningsbarriärer. Inventerade i 11 vattensystem i Västernorrland. Länsstyrelsen i Västernorrland. Publikation 1999:1 ISSN 1403-624X.
- Halldén, A., Liliegren, Y. & Lagerkvist, G. 1997. Biotopkartering - vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 97:25.
- Halldén, A., Bäckstrand, A. & Lind, B. 1999. Biotopkartering Emån 1998. En kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag inom Emåns avrinningsområde. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 99:20.
- Håkanson, Lars. 1981. A manual of lake morphology. ISBN 0-387-10480-1.
- Håkanson, Lars. & Peters, H. Robert. 1995. Predictive limnology. Methods for predictive modelling. SPB Academic Publishing. ISBN 90-5103-104-1.
- Hörnsten, Å. 1964. Ångermanlands kustland under isavsmältningsskedet, Geografiska Föreningen, Vol 86.
- Nilsson, Åke., Andersson, Tord., Håkanson, Lars. 1987. En ny metod att beskriva tillrinningsområden. Naturvårdsverket. Rapport 3386.
- Norrgrann, Oskar. 1999. Biotopkartering och jämförelse av mänsklig påverkan i vattendrag på Kolahalvön och i Västernorrland. Stencil. B-uppsats Geografi. Mitthögskolan. Inst. för TNV/TUR, Härnösand.
- SGU 1961. Karta över landisens avsmältning i Sverige tre blad, mellersta bladet. Stockholm 1961
- SMHI. Svenskt vattenarkiv. 1985. Vattendragregistret. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping. ISSN 0282-2601.
- SMHI. Svenskt vattenarkiv. 1996. Svenskt sjöregister. Volym 1(2). Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping. ISSN 0283-7722.

VATTENKEMI

Vattenkemin påverkar direkt förutsättningarna för de vattenlevande organismerna. Vattenkvaliteten har beskrivits under stabila vinterförhållanden (basflöde). I vattendragen har även vårfloedens vattenkemi undersökts. Analyserna omfattar; pH, alkalinitet, CaMg, konduktivitet och vattenfärg. Dessutom har totalfosfor analyserats i augusti samt halten klorid och sulfat i icke kalkade vatten. Suraste inventeringsobjektet var Kråkstasjön (Sundsvall) med ett pH-värde understigande 4. Under basflödet låg de flesta objekten i alkalinitetsintervallet 0,10-0,20 mekv/l. Starkaste sambandet mellan de vattenkemiska variablerna fanns mellan konduktivitet och CaMg ($r=0,95$) i vattendragen.

Undersökningarna är begränsade

Vattenkemin är en viktig styrande faktor för vilka växt- och djurarter som kan påträffas i våra sjöar och vattendrag. Ytvattnets kemiska kvalitet avgörs primärt av det genom marken tillrinnande vattnet. En rad faktorer påverkar det tillrinnande vattnets kvalitet. En av de viktigaste är vattnets uppehållstid i marken, alltså hur lång tid som nederbörden kommer i kontakt med markpartiklarna innan den når sjön eller vattendraget. Nederbörden är i sig relativt närings- och saltfattig, men vid transporten genom marken deltar vattnet i processer med markpartiklarna och förändras. Ju längre tid vattnet transporteras genom marken i desto större grad har vattnet präglats på sjöns eller vattendragets omgivning. Under snösmältning rinner större delen av vattnet ytligt och snabbt till sjöar och vattendrag. Markens egenskaper är då av underordnad betydelse i förhållande till nederbördens kvalitet. Den snabba avrinningen av sur snö kan då ge upphov till surstötter även i vatten med god motståndskraft mot försurning, ofta med allvarliga skador på det biologiska livet som följd. Även efter det att det avrinnande vattnet nått sjöarna och vattendragen sker förändringar av vattenkemin. Vårt tempererade klimat med sina 4 årstider orsakar stora förändringar av de vattenkemiska förhållandena under året. Exempelvis så ändras vattnets densitet beroende på vattentemperaturen. Det för med sig att bottenvatten och ytvatten i en sjö blandas under våren och hösten men ej under sommaren eller under vinterns istäcke.

Alla dessa processer som sker i markerna runt, respektive i, vattnet är naturligtvis viktiga för att förstå det enskilda vattnets ekologiska funktion. Vår strävan med denna studie har dock ej varit att förstå alla dessa mer eller mindre komplicerade kemiska processer. Vår huvudmålsättning med de vattenkemiska studierna har snarare varit att tillföra kunskap om de vattenlevande organismernas grundläggande krav på sin vattenkemiska livsmiljö i denna region. Det viktigaste för oss har därför varit att alla sjöar har undersökts på ett jämförbart sätt med avseende på de traditionellt viktiga vattenkemiska parametrarna som beskriver surhets-tillståndet, vattenfärgen och näringstillståndet.

Basprogrammet

Varje sjö och vattendrag omfattas av ett vattenkemiskt basprogram. I de flesta vatten har dock fler prover analyserats. Basprogrammet består av alkalinitet, pH, kalcium och magnesium (CaMg), konduktivitet, färg och totalfosfor. Totalfosfor ger en uppfattning om sjöns näringsförhållanden medan de andra parametrarna brukar kallas för försurningsparametrar. Alla okalkade vatten har dessutom analyserats med avseende på klorid och sulfat för att kunna beräkna försurningspåverkan. Vatten för analys av försurningsparametrarna, klorid och sulfat har insamlats under vintern, februari - mars. Fördelen med att ta prover under vintern är att det då, i våra trakter, råder stabila vattenkemiska förhållanden. Under vår och höst är risken större att vattnet påverkas av snösmältning, nederbörden eller att osäkerhet råder om sjöns cirkulationsförhållanden. I vattendragen har även vattenprover insamlats under vårens högflöde. Vi vet att effekterna av snösmältningens låga pH-värden i våra vattendrag vanligtvis är en av organismsamhällets viktigaste styrfaktorer. Vi har därför vid minst ett tillfälle under tre år i rad analyserat vatten från varje vattendrag under vårens högflödesperiod. Totalfosfor har analyserats på prover som insamlats under augusti månad, alltså i slutet av produktions-säsongen. De flesta totalfosforproverna har konserverats i fält med svavelsyra. Sjöproverna har insamlats på 2 meters djup i mitten av sjön med hjälp av en Ruttnerhämtare. I vattendragen finns i regel prover från minst 2 stationer, dels en station i övre delen av den inventerade sträckan och dels en station i nedre delen.



Vattenprovtagning under stabila vinterförhållanden. Foto Ann-Christine Skoglund.

I ett vattendrag (Bänkåsbäcken på Alnön i Sundsvalls kommun) bedömdes den inventerade sträckan vara så kort att ett prov i nedre delen av sträckan kunde räcka för att karaktärisera hela sträckan. De vattenkemiska studierna i sjöarna genomfördes huvudsakligen mellan 1985–1987 och i vattendragen mellan 1990–1992, således under samma period som de biologiska studierna.

Objektvis redovisning sker i faktabladen

Resultaten för den enskilda sjön eller det enskilda vattendraget redovisas i faktabladen. Viktigast har varit att varje sjö och vattendrag skall ha ett utpekat biologiskt representativt vattenkemiskt resultat. Med det menar vi att det vattenkemiska värde som redovisas för varje objekt skall tidsmässigt representera de vattenkemiska livsbetingelser som påverkat resultatet av våra biologiska undersökningar i så stor utsträckning som möjligt. Detta utpekade värde för de olika parametrarna är det värde som skall användas då vattenkvalitets betydelse för de biologiska förhållandena analyseras. Förutom detta värde kommer även resultat från andra analyser att redovisas i faktabladen, vars både antal och tid-

punkt varierar mellan objekten. I kalkade vatten anges t ex vattenkemin före och efter kalkningsinsats och i de vatten som omfattas av vår tidsserieövervakning redovisas längre mätserier. Se vidare i faktabladen. I de fall de undersökta parametrarna finns representerade i de nya bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag används denna klassificering. För klorid, sulfat och CaMg har klassgränser hämtats från Monitor 12. Klassgränserna för konduktivitet är anpassade efter de värden som uppmätts i regionen. Om det vattenkemiska underlaget för klassning ansetts tillräckligt för en korrekt klassificering har detta angetts som god (G) i faktabladet medan en mer osäker klassificering anges som osäker (O).

pH

pH är ett mått på vätejonkoncentrationen $[H^+]$ i vattnet uttryckt som negativa logaritmen. Negativa logaritmen ($-\log$) för en molekyls koncentration brukar anges med operatortecknet p. Därav det lilla p:et i pH ($-\log [H^+]$). Skalan för pH går från 0 till 14. Ju lägre pH desto större vätejonkoncentration och surare vatten. Om pH är 6 så är vätejon-

koncentrationen 10^{-6} och pH 4 innebär att koncentrationen av vätejoner är 10^{-4} , d v s 100 ggr större. Största mängden mänskligt tillförda vätejoner härrör dels från surt nedfall av svavelsyra (H_2SO_4) och salpetersyra (HNO_3) samt genom påskyndad trädttillväxt. Då träd tar upp baskatjoner balanseras detta av att vätejoner avges.

Då pH-värdet i våra sjöar och vattendrag är runt 6 och därunder sker stor påverkan på de mot surt vatten känsligaste organismerna. De flesta fiskarter får då störningar på fortplantningen. Om pH understiger 5,0 upphör fortplantningen nästan helt för de arter som finns i våra vatten. Till de tåligare arterna hör gädda, abborre och öring medan elitisa och mört är de känsligaste. Störningarna beror av att kläckningsenzymet chorionase inaktiveras. Men även färdigutvecklade yngel och vuxna fiskar kan få skador. Då pH-värdet sjunker under 6 ökar andelen giftigt (oorganiskt) aluminium. Låga pH-värdena tillsammans med giftigare metallfraktioner orsakar även ett stort bortfall av bottenlevande ryggradslösa djur. Bland snäckor, dagsländor, kräftdjur och iglar finns ett stort antal känsliga arter medan många arter av bäcksländor, skalbaggar, skinnbaggar och trollsländor kan leva i betydligt surare vatten. Mätningen av pH har följt Svensk Standard 02 81 22-2

Flest sjöar hade vintertid ett pH mellan 6,2 -6,5, motsvarande klass 3, måttligt surt vatten. Lägsta uppmätta pH var 3,8, högsta 7,1 och medelvärde 6,36. Lägsta pH uppmättes i Kråkstasjön Sundsvalls kommun. Sjön kan därmed klassas in bland en mindre angenäm skara sjöar, nämligen Sveriges suraste. Förklaringen står att finna i att sjön ligger i ett område med sulfidrika sediment. Tidigare mynnade Ljungan där Kråkstasjön nu ligger. Markerna runt sjön är gynnsamma för odling och för att kunna odla mer dikades sjöns omgivning ut på 1930-talet. Enligt uppgifter från kringboende dog fisken då. Det som hände var att de sulfidrika sedimenten exponerades för luftens syre i samband med dikningen vilket medförde att en oxidation till sulfat skedde. Följden blev att i princip ren svavelsyra rann ut i Kråkstasjön. Det låga pH-värdet i kombination med mycket höga halter av aluminium (1,2 mg/l) medför att vattnet nu är starkt giftigt för de flesta vattenlevande organismerna. De 4 andra sjöarna med mycket surt vatten var Selasjön (Härnösand) med pH 5,2, Lövsjön och Oppsjön med 5,4 och Mossaträsksjön med 5,5. De 3 senare belägna i Örnsköldsviks kommun. Selasjön, Lövsjön och Oppsjön ingår numer i länets kalkningsprogram. I 5 sjöar uppmättes pH 7,0 eller mer. Tre av sjöarna är belägna kustnära Bolestjärnen (7,0) på Balesudden och Bysjön (7,1)

Tabell 1. Klassindelning för bedömning av vattnets pH-värde - Klassificering av pH

| Klass | pH | Benämning |
|-------|---------|---------------|
| 1 | >6,8 | Nära neutralt |
| 2 | 6,5-6,8 | Svagt surt |
| 3 | 6,2-6,5 | Måttligt surt |
| 4 | 5,6-6,2 | Surt |
| 5 | < 5,6 | Mycket surt |

Tabell 2. Bedömning av surhetstillståndet (pH) i de inventerade sjöarna och vattendragen under den stabila vinterperioden samt för vårflodens höglödesperiod i vattendragen.

| Klass | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. |
|-------|----|----|----|----|----|
| 1 | 11 | 10 | 6 | 17 | 13 |
| 2 | 23 | 21 | 14 | 24 | 13 |
| 3 | 40 | 13 | 15 | 8 | 13 |
| 4 | 20 | 4 | 10 | 1 | 9 |
| 5 | 5 | 1 | 4 | 0 | 2 |

1. Sjöar, stabil vinter (antal)
2. Vattendrag stabil vinter, uppströms (antal)
3. Vattendrag vårflod, uppströms (antal)
4. Vattendrag stabil vinter, nedströms (antal)
5. Vattendrag vårflod, nedströms (antal)

på Ulvön båda Örnsköldsviks kommun samt Gammhamnen (7,1) på Storön i Kramfors kommun. De andra två sjöarna med högt pH var Västra Vattensjön (7,0) och Nedertjärnen (7,1) i Ånge kommun.

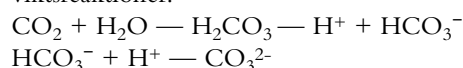
I de övre stationerna i vattendragen var medelvärde för pH under stabil vinter 6,62 och under vårflod 6,40. Skillnaden mellan lokalernas pH-värden under vintern respektive vårfloden är signifikant (parat t-test, $p < 0,001$). Lägsta uppmätta värdet under vinter var 5,6 medan lägsta vårvärdet var 4,9. Högsta värdet vintertid var 7,4 och under vårflod 7,3. De tre suraste övre lokalerna vintertid fanns i Malmån 5,6 (Sollefteå), Gålsjöbäcken 5,8 (Kramfors) och Saluån i Örnsköldsvik med pH 5,9. Dessa 3 stationer tillsammans med Fuskingeån (Timrå) (Fuskingeån 4,9, Saluån 5,0, Malmån och Gålsjöbäcken 5,5) hörde även till de suraste under vårfloden. Högsta pH-värdet i den övre lokalen både under vintern och våren hade Slädabäcken på Alnön (Sundsvall) med pH 7,4 respektive 7,3. Norra Alnön är känd för sin speciellt kalkrika och lättvittrade berggrund. Även i de nedre lokalerna var pH-värdena signifikant ($p < 0,001$) lägre under våren än under vinter. Vintermedelvärdet var 6,79 och medelvärdet

under vårflod var 6,53. Lägsta vintervärdet var 6,1 och uppmättes i Saluån. Lägsta vårvärdet uppmättes, liksom för de övre lokalerna, i Fuskingeån och Saluån (pH, 5,1). Högsta uppmätta pH-värdet bland de nedre lokalerna såväl vinter som vår var liksom för de övre lokalerna Slädabäcken med 8,1 respektive 7,6.

En vattendragsvis jämförelse (parat t-test) visar att de övre lokalerna hade ett signifikant surare vatten såväl under vinter ($p < 0,001$) som vår ($p < 0,001$). Att vattenkvaliteten förändras nedströms i vattendragen beror huvudsakligen på en kombination av ökad andel vatten som runnit i de djupare marklagren (grundvatten) och ett ökat inslag av näringsrikare marker i vattendragets omgivning. Det leder i regel till både ett kalk- och näringsrikare vatten.

Alkalinitet

Alkaliniteten är ett mått på vattnets motståndskraft mot försurning. Det som analyseras är vattnets förmåga att ta emot försurande vätejoner. Kolsyrasystemet kan beskrivas med följande jämnviktsreaktioner.



Tabell 3. Klassindelning för bedömning av vattnets alkalinitetsvärden.

| Klass | Alkalinitet (mekv/l) | Benämning |
|-------|----------------------|--|
| 1 | >0,20 | Mycket god buffertkapacitet |
| 2 | 0,10-0,20 | God buffertkapacitet |
| 3 | 0,05-0,10 | Svag buffertkapacitet |
| 4 | 0,02-0,05 | Mycket svag buffertkapacitet |
| 5 | ≤ 0,02 | Ingen eller obetydlig buffertkapacitet |

Tabell 4. Bedömning av surhetsstillståndet (alkaliniteten) i de inventerade sjöarna och vattendragen under den stabila vinterperioden samt för vårflodens högflödesperiod i vattendragen.

| Klass | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. |
|-------|----|----|----|----|----|
| 1 | 29 | 13 | 5 | 20 | 6 |
| 2 | 35 | 29 | 15 | 24 | 17 |
| 3 | 23 | 3 | 18 | 5 | 17 |
| 4 | 7 | 3 | 7 | 1 | 6 |
| 5 | 5 | 1 | 4 | 0 | 4 |

1. Sjöar, stabil vinter (antal)
2. Vattendrag stabil vinter, uppströms (antal)
3. Vattendrag vårflod, uppströms (antal)
4. Vattendrag stabil vinter, nedströms (antal)
5. Vattendrag vårflod, nedströms (antal)

Ju mer karbonatjoner (HCO_3^- och CO_3^{2-}) vattnet innehåller desto mer försurande vätejoner kan tas om hand och vattnet har därmed en bättre buffertförmåga. Vätekarbonat tillförs genom vittring av karbonat- och silikatmineral (t ex kalksten och fältspat). Vid själva analysen mäts halten vätekarbonat (HCO_3^{2-}) genom titrering med saltsyra (Svensk Standard 02 81 39). Alkaliniteten uttrycks i milliekvivalenter/liter (mekv/l).

Medelvärde för alkaliniteten i sjöarna var 0,22. Det innebär att medelvärdet för de 99 inventerade sjöarna ligger bland den övre tredjedelen. Anledningen till det höga medelvärdet är att det ingår ett antal sjöar med extremt god buffertförmåga. Medianen för alkaliniteten är lägre, 0,14, vilket ger en bättre bild av sjöarna buffertförmåga. Men även medianvärdet visar att i de flesta av dessa sjöar råder god motståndskraft mot försurning. Urvalet av sjöar baseras huvudsakligen på befintliga naturvärden. Eftersom kalkrikare sjöar generellt sett har större möjligheter att hysa höga naturvärden än kalkfattiga så är urvalet inte representativt för länets sjöar.

I inventeringen ingår 4 sjöar som har en alkalinitet som överstiger 1,0. Det är Råvsötjärnen 1,7 (Kramfors), Östansjösjön 1,5 och Bysjön på Ulvön 1,16 (Örnsköldsvik) och Selångersfjärden 1,04 (Sundsvall). Men även några sjöar med riktigt svag buffertförmåga ingår i inventeringen. I Kråkstasjön, Lövsjön och Selasjön kunde ingen alkalinitet alls mätas upp.

Medelvärdet för alkaliniteten i vattendragens övre lokaler var under stabil vinter 0,22 och under vår 0,11. Skillnaden mellan tidpunkterna var signifikant (parat t-test, $p < 0,001$). Det överensstämmer med resultaten för pH vilka också påvisade ett surare vatten under våren i de inventerade vattendragen. Lägsta uppmätta värdet under vintern var 0,02 och 0 under vår. Fyra övre lokaler hade en alkalinitet under 0,05 under stabil vinter. Det var lokalerna i Gålsjöbäcken (0,02), Saluån (0,03), Fuskingeån (0,04) och Malmån (0,04). Alla dessa 4 lokaler hade 0 i alkalinitet under vårflod. Högsta alkaliniteten såväl vintertid som under vårflod hade Slädabäcken, 2,1 respektive 0,8.

Medelvärdet för alkaliniteten på de nedre lokalerna var under vintern 0,28 och under våren 0,13. Det höga medelvärdet speciellt vintertid är en smula missvisande eftersom Slädabäckens extremt höga alkalinitet (2,9 vintertid) i hög grad påverkar

medelvärdet. Median vintertid är 0,18 vilket i större grad återspeglar alkaliniteten i de nedre lokalerna. Skillnaden mellan vinteralkalinitet och våralkalinitet var signifikant även för de nedre lokalerna ($p < 0,001$). Det näst högsta alkvärdet under vintern uppmättes i Harrån 1,35 (Ånge). Harrån rinner igenom mycket kalkrika marker som har samma ursprung som de kalkrika jämtländska markerna kring Storsjön och österut. I varken Harråns eller Slädabäckens avrinningsområde finns några sjöar. Det innebär att vårfloden är förhållandevis kort och intensiv. Alkaliniteten under vårflod uppmättes till som lägst 0,32 i Harrån och 1,08 i Slädabäcken. Båda vattendragen får alltså en extremt kraftig minskning av buffertförmågan under vårfloden men tack vare det höga utgångsläget så bibehålls en mycket god buffertförmåga och låga pH-värden uteblir. Lägsta uppmätta alkaliniteten i de nedre lokalerna gjordes vintertid i Saluån (0,05). I Saluån och Fuskingeån saknades buffertförmåga helt under vårfloden. Liksom för pH så var alkaliniteten signifikant högre (parat t-test, $p < 0,05$) i de nedre lokalerna såväl vintertid som under vårflod.

Avvikelse från jämförvärdet alkalinitet

Då ett objekts försurningspåverkan skall diskuteras använder man sig av något som kallas jämförvärde. Jämförvärdet representerar det värde som det nuvarande tillståndet skall jämföras med då graden av mänsklig påverkan skall bedömas. Det är meningen att jämförvärdet för alkaliniteten skall återspegla förindustriella förhållanden. Bedömningen av avvikelsen från jämförvärdet görs genom att ta kvoten mellan uppmätt värde och det beräknade jämförvärdet. Beräkningen av jämförvärdet för alkaliniteten görs enligt formeln:

$$\text{alk}_0 = \text{alk} + (1-F) (\text{SO}_4^* - \text{SO}_4^*0)$$

I formeln är alltså jämförvärdet alk_0 , alk är det nutida uppmätta alkalinitetsvärdet, SO_4^* är nutida halt av sulfatjoner av icke-marint ursprung, SO_4^*0 är förindustriell halt av sulfatjoner av icke-marint ursprung och F ett mått på hur stor del av det antropogena svavelnedfallet som neutraliseras genom jonbytesreaktioner i marken. För att kunna beräkna SO_4^*0 måste BC^* vara känd. BC^* är nutida halt av basatjoner av icke marint ursprung och beräknas enligt formeln:

$$\text{BC}^* = \text{Ca} + \text{Mg} + \text{N} + \text{K} - 1,111 \text{ Cl}$$

I vår undersökning har vi ej analyserat vattnet med

avseende på kalium och natrium. För att erhålla ett värde på BC* så har vi därför beräknat förhållandet mellan CaMg och N + K och ifrån detta förhållande tagit fram en faktor som CaMg kan multipliceras med för att skatta BC*. Förhållandet mellan CaMg och N + K har tagits fram från studier av länets 12 tidsseriesjöar och 11 tidsserievattendrag. I 9 av sjöarna har vattenkemiska studier bedrivits i 15 år och i de andra tidsserievattnen har studier bedrivits i 2 år. Jämförvärdet skall beräknas på vattenkemianalyser från stabil vinterperiod. På grund av detta så har förhållandet mellan CaMg och N + K endast beräknats med vattenkemidata som analyserats på vatten insamlat under stabil vinterperiod. Förhållandet baseras på 158 observationer. Medelvärdet för kvoten N + K /Ca + Mg var $0,393571 \pm 0,023746$ (95 % konfidensintervall). Det innebär att BC* i denna undersökning beräknats enligt formeln:

$$BC^* = 1,393571 (CaMg) - 1,111 Cl$$

Avvikelsen från jämförvärdet har beräknats för de sjöar och vattendrag i inventeringen som ej var påverkade av kalkning vid tidpunkten för undersökningen. Totalt har jämförvärdet beräknats för 74 sjöar och 36 vattendrag. Bedömningen av avvikelsen görs enligt tabell 5 som liksom formeln för beräkningarna hämtats från "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag".

Resultatet av beräkningarna och klassificeringen ser positivt ut. Ett fåtal sjöar och inget vattendrag har mer än obetydlig avvikelse. Men för att kunna

värdera resultaten på ett korrekt sätt så bör läsaren känna till ett antal viktiga omständigheter. Första och främst så baseras urvalet av inventeringsobjekt på kända naturvärden. Generellt sett så finns större möjligheter att påträffa höga naturvärden i vatten som ej är sura. Det medför att urvalet ur länsförsurningsperspektiv ej är representativt. Flertalet av de sura vattnen som inventerats hade dessutom vid tidpunkten för inventeringen redan kalkats (25 sjöar och 14 vattendrag) och för dessa har alltså ej något jämförvärde beräknats. Erfarenheter från beräkningarna visar att vatten med låga alkaliniteter är de som påverkats mest (se figur 1). I figuren har kvoten mellan uppmätt alkalinitet och jämförvärdet avsatts som en funktion av uppmätt alkalinitet. Vi kan se att det är i första hand de lågalkalina sjöarna som har störst avvikelse från jämförvärdet. Det innebär alltså att om beräkningarna hade omfattat de 25 redan åtgärdade sjöarna så skulle klasserna med större avvikelse fått betydligt fler representanter.

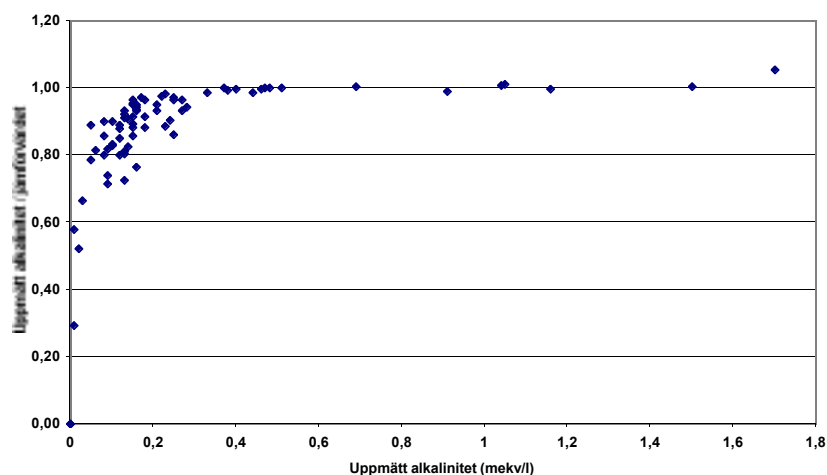
En annan viktig aspekt på resultaten av beräkningarna hänför sig till syftet med formeln. Den formel som finns i bedömningsgrunderna och som vi använt tar endast upp påverkan från surt nedfall. I norrland anses hälften av försurningen vara orsakad av skogsbrukets aktiviteter. Men i bedömningsgrunderna finns ej någon möjlighet att ta med denna påverkan. Ytterligare en viktig faktor att beakta är att beräkningarna endast baseras på förhållandena under stabil vinter. Under stabil vinter utgör en stor del av det synliga ytvattnet grundvatten. Grundvatten är vatten som transpor-

Tabell 5. Klassindelning för bedömning av alkalinitetens avvikelse från jämförvärdet. Avvikelse från jämförvärdet, alkalinitet

| Klass | Uppmätt halt/jämförvärde | Benämning |
|-------|--------------------------|------------------------|
| 1 | >0,75 | Obetydlig avvikelse |
| 2 | 0,50-0,75 | Måttlig avvikelse |
| 3 | 0,25-0,50 | Stor avvikelse |
| 4 | 0,10-0,25 | Mycket stor avvikelse |
| 5 | ≤ 0,10 | Extremt stor avvikelse |

Tabell 6. Bedömning av den uppmätta alkalinitetens avvikelse från jämförvärdet i de inventerade sjöarna och vattendragen under stabil vinterperiod.

| Klass | Antal sjöar | Antal vattendrag |
|-------|-------------|------------------|
| 1 | 65 | 36 |
| 2 | 6 | 0 |
| 3 | 1 | 0 |
| 4 | 0 | 0 |
| 5 | 2 | 0 |



Figur 1. Påverkan på alkaliniteten (alk/alk0) enligt bedömningsgrunder 1999 i förhållande till den uppmätta alkaliniteten under stabil vinterperiod i de 74 undersökta sjöarna.

terats en längre tid i de djupare marklagren. Ju längre tid vattnet kommer i kontakt med markpartiklarna desto mindre surt blir det. Under vårens högfloden består en större del av vattnet i sjöar och vattendrag av vatten som transporterats ytligt och snabbt genom markerna. Beräkningarna behandlar alltså enbart basflödesförsurning och ej episodförsurning. Episodförsurning är ett stort problem i norrland. Tyvärr så har det ännu ej, trots att det varit ett känt fenomen i dekader, tagits på riktigt allvar. Den korta episoden på våren med surt vatten är till stor del gränssättande för biologiskt liv i våra vatten. Kedjan är inte starkare än den svagaste länken.

Kalcium och magnesium

Både kalcium och magnesium är två vanligt före-

kommande grundämnen i jordskorpan. Kalcium har sin viktigaste förekomst i kalciumkarbonat (CaCO_3). Kalciumkarbonat ingår i t ex kalksten, krita och marmor. Magnesium finns som silikat i mineralerna hornblände, olivin, talk och asbest och som karbonat i magnesit (MgCO_3) och dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Kalciumkarbonat är huvudbeståndsdel i skelettartad vävnad samt finns i snäckor och musslors skal. Magnesium är bl a en centralatom i växternas klorofyll. Genom vittring av dessa mineraler och bergarter frigörs kalcium- och magnesiumjoner som sedan kan lösas i vattnet. Vittringen frigör även karbonatjoner. I icke försurade vatten finns ett förhållande mellan halten karbonatjoner (alkaliniteten) och kalcium- och magnesiumjoner ($[\text{HCO}_3^-] = 0,95 [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}]$). Detta förhållande utnyttjas för att bedöma påver-

Tabell 7. Klassificering av kalcium+magnesium halterna i de inventerade sjöarna och vattendragen under stabila vinterförhållanden och under vårflodens högvattenperiod i vattendragen.

| Kalcium och magnesium (mekv/l) | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. |
|--------------------------------|----|----|----|----|----|
| > 0,50 | 14 | 4 | 1 | 9 | 1 |
| 0,30-0,50 | 19 | 16 | 6 | 20 | 11 |
| 0,20-0,30 | 42 | 21 | 21 | 19 | 16 |
| 0,10-0,20 | 19 | 8 | 19 | 2 | 18 |
| <0,10 | 3 | 0 | 2 | 0 | 2 |

1. Sjöar, stabil vinter (antal)
2. Vattendrag uppströms, stabil vinter (antal)
3. Vattendrag uppströms, vårflod (antal)
4. Vattendrag nedströms, stabil vinter (antal)
5. Vattendrag nedströms, vårflod (antal)

kan på vattnets ursprungliga buffertförmåga. Vattnets halt av kalcium och magnesium bestämmer vattnets hårdhet. Ju högre halt desto hårdare vatten. Ett hårt vatten innehåller normalt stora mängder vätekarbonat och är därmed välbuffrat. Halten kalcium och magnesium har analyserats enligt Svensk Standard 02 81 21-2 och uttrycks i mekv/l.

Högsta halten CaMg uppmättes i Kråkstasjön (Sundsvall). Halten där var hela 5,42 mekv/l! Näst högsta halten 1,55 uppmättes i Gammhamnen (Kramfors). I ytterligare 4 sjöar var halten mer än 1,0 mekv/l, Bysjön på Ulvön 1,51 och Östansjösjön 1,08 (Örnsköldsvik), Selångersfjärden 1,44 (Sundsvall) samt Rävstjärn 1,25 (Kramfors). Medelvärdet var 0,41 och medianen 0,27. Den lägsta halt som uppmättes var 0,09 mekv/l och påträffades i Lövsjön, Stenbitsjön och Mossaträsksjön i Örnsköldsviks kommun.

Högsta värdet som uppmättes i vattendragens övre lokaler var vintertid 3,49 mekv/l och under vårens högflöde 2,21. Båda halterna uppmättes i Slädabäcken Alnön (Sundsvall). Lägsta halterna CaMg på övre lokalen uppmättes i Lockstaån (Örnsköldsvik) vintertid (0,14 mekv/l) och under våren i Ruskån (Sollefteå) 0,06. Medelvärdet var 0,38 (vinter) och 0,25 (vår) medan medianen var 0,28 respektive 0,21. Den relativt stora skillnaden mellan medelvärde och median kan förklaras av Slädabäckens extremt höga halt. De nedre lokalerna hade genomgående något högre halter. Medelvärdet var under vintern 0,45 och under våren 0,29 mekv/l och median 0,32 respektive 0,24 mekv/l. Slädabäcken hade de högsta halterna både under vinter- och vårprovtagningen. Harrån

(Ånge) hade den näst högsta halten under vintern (1,49 mekv/l) och under våren så uppmättes 0,48 mekv/l som den näst högsta halten i både Bänkåsbäcken och Harrån. Lägsta halten såväl vintertid (0,15 mekv/l) som under vårfloed (0,05 mekv/l) noterades i Saluån (Örnsköldsvik).

Konduktivitet

Konduktiviteten (ledningsförmåga) är ett mått på vattnets förmåga att leda elektricitet. Desto mer lösta joner i vattnet desto högre konduktivitet. Grundvatten har i regel en högre konduktivitet än sjövattnet. Regnvatten är i regel mycket jonfattigt och har därmed låg konduktivitet. På våren då snön smälter minskar normalt konduktiviteten i vattnet p g a utspädning. Konduktiviteten har analyserats enligt Svensk Standard 02 81 23 och uttrycks i milliSiemens per meter (mS/m)

Av tabell 8 framgår att den klart övervägande delen av de inventerade vattnen har en konduktivitet som understiger 5 mS/m. Men några vatten avviker med riktigt höga värden.

Högsta värdet av alla sjöar hade Kråkstasjön med 79 och den näst högsta Gammhamnen med 52 mS/m. De andra sjöarna hade runt 20 mS/m och därunder. Lägsta värdet noterades i Lövsjön och Mossaträsksjön i Örnsköldsviks kommun med 1,7 mS/m. Medelvärdet i sjöarna var 5,9 och median 3,7 mS/m.

Största ledningsförmågan av vattendragen hade inte oväntat Slädabäcken. Övre lokalen hade 38,7 under vintern och 24,2 mS/m under vårens utspädning. I nedre lokalen var konduktiviteten något högre med 42,0 vintertid och 25,1 mS/m under vårfloed. Den lägsta halten som uppmättes

Tabell 8. Klassificering av konduktiviteten i de inventerade sjöarna och vattendragen under stabila vinterförhållanden och under vårfloedens högvattenperiod i vattendragen.

| Konduktivitet (mS/m) | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. |
|----------------------|----|----|----|----|----|
| < 2,5 | 1 | 2 | 17 | 0 | 16 |
| 2,5-5,0 | 64 | 34 | 28 | 31 | 25 |
| 5,0-7,5 | 12 | 9 | 3 | 11 | 8 |
| 7,5-10 | 6 | 3 | 0 | 6 | 0 |
| 10-15 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| >15 | 5 | 1 | 1 | 2 | 1 |

1. Sjöar, stabil vinter (antal)
2. Vattendrag stabil vinter, uppströms (antal)
3. Vattendrag vårfloed, uppströms (antal)
4. Vattendrag stabil vinter, nedströms (antal)
5. Vattendrag vårfloed, nedströms (antal)

var 1,6 mS/m i Ruskåns (Sollefteå) övre lokal under våren. I Kunnån (Örnsköldsvik) uppmättes 1,7 mS/m under våren i både dess övre och nedre lokal. Vidare uppmättes 1,7 mS/m i Saluåns nedre lokal och i Lockstaåns övre lokal under våren, båda Örnsköldsviks kommun. Tack vare Slädabäckens avvikande höga värde så är det en relativt stor skillnad mellan medelvärdet och median. Medelvärdet på den övre lokalen var 5,0 medan medianen var 3,7 mS/m (vinter). Under våren var motsvarande värden 3,5 och 2,8 mS/m. På den nedre lokalen var medelvärdet 5,8 och median 4,2 mS/m under vintern och 3,8 respektive 3,0 mS/m under våren.

Färg

Det som ger vattnet dess färg är i första hand vattnets innehåll av humusämnen. Humus är kol som bildats vid nedbrytning av döda växtdelar. Löst i vattnet ger humussyror ett naturligt surare vatten. Humuspartiklarna bidrar till produktionen genom att tillföra fosfor. Kolet kan dessutom utnyttjas som energikälla för djurplankton och bakterier. Det innebär att produktionen lättare kan upprätthållas i surt vatten om det är brunfärgat. Humus är även viktig genom sin förmåga att kunna komplexbinda giftiga metaller. Humusämnen har en begränsad 'livstid' vilket innebär att sjöar med lång vattenom-

sättningstid i regel har klarare vatten. Vattnets brunfärg analyserades genom jämförelse med en standardiserad brunfärgad platinalösning enligt Svensk Standard 02 81 24. Vattnets brunfärg uttrycks i milligram platina per liter (mgPt/l).

Medelvärdet för färgtalet i sjöarna var 54. Det högsta uppmätta färgtalet var 175 och härrör från Mossaträsksjön. En stor del av Mossaträsksjöns stränder består av våtmarker. Våtmarker som för övrigt har ett högt skyddsvärde. Det stora inslaget av våtmarker medför ett stort tillskott av humussyror som färgar vattnet brunt. Det lägsta uppmätta färgtalet var 5. Två sjöar hade så klart vatten. En av sjöarna var Kråkstasjön, vilket troligen kan förklaras av det sura vattnet i kombination med den höga aluminiumkoncentrationen (1,2 mg). I princip så fungerar sjön som ett aluminiumreningsverk där aluminiumet faller ut partiklarna i sjön som sedan sedimenterar ned på botten. Även Bolestjärnen (Örnsköldsvik) hade 5 i vattenfärg.

I vattendragens uppströmslokaler var medianen för färgtalet under vintern 60 och under våren 70. Skillnaden var inte signifikant (Wilcoxon parade, $p < 0,05$). I lokalerna nedströms däremot var skillnaden signifikant. Medianvärdet var där under vintern 62 och under våren 70. Högsta uppmätta

Tabell 9. Klassindelning för bedömning av vattnets brunfärg.

| Klass | Färgtal (mgPt/l) | Benämning |
|-------|------------------|-----------------------------------|
| 1 | ≤ 10 | Ej eller obetydligt färgat vatten |
| 2 | 10-25 | Svagt färgat vatten |
| 3 | 25-60 | Måttligt färgat vatten |
| 4 | 60-100 | Betydligt färgat vatten |
| 5 | >100 | Starkt färgat vatten |

Tabell 10. Bedömning av vattnets brunfärg i de inventerade sjöarna och vattendragen under den stabila vinterperioden samt för vårfloedens högflödesperiod i vattendragen.

| Klass | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. |
|-------|----|----|----|----|----|
| 1 | 9 | 2 | 1 | 3 | 0 |
| 2 | 20 | 4 | 2 | 5 | 2 |
| 3 | 35 | 20 | 14 | 17 | 18 |
| 4 | 27 | 17 | 27 | 20 | 23 |
| 5 | 8 | 6 | 5 | 5 | 7 |

1. Sjöar, stabil vinter (antal)
2. Vattendrag stabil vinter, uppströms (antal)
3. Vattendrag vårfloed, uppströms (antal)
4. Vattendrag stabil vinter, nedströms (antal)
5. Vattendrag vårfloed, nedströms (antal)

färgtalet i uppströmslokalerna var under vintern 225 och under våren 175. Båda noteringarna var från Malmån (Sollefteå). Navarån hade lägsta färgtalet med 10 under både vintern och våren. Även på nedströmslokalerna var färgtalet lägst både under stabil vinterperiod och vårfloed i Navarån med 10 respektive 15. Navarån (Sundsvall) är därmed utan konkurrens det klaraste vattendraget i inventeringen. Även Viskansbäcken och Harråns (Ånge) nedre lokaler hade bara 10 i färgtal under vintern. Högst färgtal i de nedre lokalerna uppmättes vintertid i Malmån (175) och under vårfloed i Fuskingeån (150). Malmån är det mest brunfärgade vattendraget i inventeringen.

Det fanns ingen signifikant skillnad inom vattendragen med avseende på färgtalet varken under stabil vinter eller stabil vår.

Klorid och sulfat

Klorid och sulfat har endast undersökts i de inventerade sjöarna som ej var kalkade. Kännedom om halterna av klorid och sulfat i vattnet behövs för att kunna räkna bort den naturliga påverkan av sulfathalten från havet då den ursprungliga alkaliniteten skall beräknas. Kloridhalten används för att räkna bort det marina tillskottet av sulfat- och bas-kationer. Saltet från havet är ju som bekant NaCl och kloridhalten är ett sätt att skatta andelen av de övriga jonernas marina ursprung. I vårt material råder ett starkt negativt samband ($p < 0,001$) mellan

kloridhalten och avstånd till kustlinjen både för sjöarna och vattendragens nedströms belägna lokaler. Korrelationskoefficienten för sjöarna var $-0,72$ och i vattendragen $-0,63$ (Pearson, Statistica). Kloridhalterna transformerades med 10 logaritmen och avståndet till kustlinjen med roten ur avståndet för att erhålla en bättre normalfördelning. Halterna av sulfat och klorid har analyserats med hjälp av en jonkromatograf enligt metoden SS-EN-ISO 10304-1.

Medelvärden av kloridhalterna var 0,07 och median 0,04 mekv/l. Högsta värdet var 0,30 mekv/l i Kråkstasjön (Sundsvall) och lägsta värdet var 0,01 och uppmättes i Stenbitsjön, Örnsköldsviks kommun. Det var 6 kustnära sjöar som hade halter över 0,20 och förutom Kråkstasjön så var det Mingen 0,22 (Sundsvall), Finsviken 0,21 (Härnösand), Kindborgstjärnen 0,23 och Rävstjärnen 0,21 (Kramfors) samt Öfjärden 0,22 i Örnsköldsviks kommun.

I vattendragen var medelvärdet för kloridhalten 0,07 och median 0,04 mekv/l. Högsta halten uppmättes i Strömsån (Örnsköldsvik) med 0,31 mekv/l och den näst högsta i Svedjeån 0,28 mekv/l (Kramfors). Lägsta uppmätta halten var 0,02 och påträffades i Kunnån (Örnsköldsvik), Järkvisslebäcken och Ulvsjöån (Sundsvall). Medelvärdet för sulfat i sjöarna var 0,21 och median 0,09. Det var mycket stor skillnad mellan

Tabell 11. Klassificering av kloridhalten i de inventerade sjöarna och vattendragen under stabila vinterförhållanden.

| Klorid (mekv/l) | Sjöar, stabil vinter (antal) | Vattendrag, stabil vinter nedströms (antal) |
|-----------------|------------------------------|---|
| <0,02 | 1 | 0 |
| 0,02-0,05 | 48 | 34 |
| 0,05-0,1 | 11 | 9 |
| 0,1-0,2 | 9 | 3 |
| 0,2-0,4 | 6 | 4 |
| >0,4 | 0 | 0 |

Tabell 12. Klassificering av sulfathalten i de inventerade sjöarna och vattendragen under stabila vinterförhållanden.

| Sulfat (mekv/l) | Sjöar, stabil vinter (antal) | Vattendrag, stabil vinter nedströms (antal) |
|-----------------|------------------------------|---|
| <0,03 | 1 | 0 |
| 0,03-0,05 | 7 | 15 |
| 0,05-0,1 | 37 | 24 |
| 0,1-0,2 | 20 | 10 |
| 0,2-0,3 | 6 | 0 |
| >0,3 | 4 | 1 |

medel och median vilket till största delen kan förklaras av Kråkstasjöns (Sundsvall) enormt höga sulfathalt, 7,13 mekv/l. Det höga värdet kan endast förklaras av sjöns sulfidrika omgivningar. Näst högsta halt hade Rävstjärnen (Kramfors) med 0,64 mekv/l. Lägsta värdet 0,02 mekv/l uppmättes i Gammhamnen (Kramfors).

Medelvärdet för sulfathalten i vattendragen var 0,09 och median 0,08 mekv/l. Högsta var värdet i Slädbäcken (Sundsvall) 0,34 mekv/l och det näst högsta värdet 0,20 uppmättes i Överdalsån (Härnösand). Lägsta halterna 0,03 (mekv/l) uppmättes i tre inlandsvattendrag, Harrån och Krokstjärnan (Ånge) och Ruskån (Sollefteå).

Totalfosfor

Totalfosfor är summan av löst organiskt och oorganiskt fosfor, polyfosfater samt partikulärt bundet organiskt- och oorganiskt fosfor. Tillsammans utgör de en potentiell näringskälla för växterna eftersom de kan ombildas till för växterna tillgängligt fosfat-fosfor. Traditionellt sägs fosforhalten i vattnet vara den begränsande faktorn för sjöarnas produktion. Med det menas att om det skulle finnas mer fosfor tillgängligt skulle vattnet kunna hysa mer liv. Fosforsyror ingår bl a i arvsanlagens uppbyggnad och organismens viktigaste energialstrande process, kolhydratnedbrytningen. Fosfor har sin viktigaste förekomst i mineralet apatit. Totalfosforhalten har analyserats enligt Svensk Standard 02 81 27-2 och uttrycks i mikrogram per liter (ug/l).

Sjöarnas totalfosforhalt varierar normalt en hel del både inom och mellan år. Fosforhalten är normalt som högst efter vårcirkulationen och i starten av produktionssäsongen. I slutet av sommaren har alg-tillväxten förbrukat fosfor och halten sjunker. Vi har insamlat våra prov för analys av totalfosfor i augusti månad, alltså i slutet av produktionssäsongen då en stor del av den för växterna tillgängliga fosfor är förbrukat. För att kunna göra en bra klassificering av sjöns näringstillstånd (tabell 13) krävs normalt en mer omfattande provtagning än den vi företagit oss. Till undersökningens fördel kan dock räknas att tidpunkten är jämförbar för alla vatten vilket underlättar jämförelsen sinsemellan. Tilläggas kan att den totalfosforhalt som klassificeringen baseras på i de flesta fall är ett medelvärde baserat på augustiprover från flera år.

I bedömningsgrunder ges ej möjlighet till någon tillståndsbeskrivning av uppmätt totalfosforhalt i vattendrag. Tillståndsbedömningen baseras istället på arealspecifika förluster (kg P/Ha och år). Det beskriver de mängder fosfor som lämnar avrinningsområdet och influerar nedströms liggande vattenområden. För att kunna mäta arealspecifika förluster måste vattendragets vattenföring under olika tidpunkter på året samt den då förekommande halten fosfor vara känd. Vi saknar dessa data och därför hanterar vi vattendragens totalfosforhalter på samma sätt som sjöarnas. Dessutom så är vi i första hand intresserad av kopplingen mellan vattendragens fosforhalt och dess biologi och inte hur mycket fosfor som lämnar den undersökta vatten

Tabell 13. Klassindelning för bedömning av vattnets totalfosforhalt.

| Klass | Totalfosfor augusti (ug/l) | Benämning |
|-------|----------------------------|--------------------------------------|
| 1 | ≤ 6 | Mycket låga halter (ultraoligotrofi) |
| 2 | 6-12,5 | Låga halter (oligotrofi) |
| 3 | 12,5-23 | Måttligt höga halter (mesotrofi) |
| 4 | 23-45 | Höga halter (eutrofi) |
| 5 | 45-96 | Mycket höga halter (eutrofi) |
| 6 | >96 | Extremt höga halter (hypertrofi) |

Tabell 14. Bedömning av vattnets näringshalt i de inventerade sjöarna och vattendragen.

| Klass | Sjöar, augusti (antal) | Vattendrag, nedströms (antal) |
|-------|------------------------|-------------------------------|
| 1 | 27 | 11 |
| 2 | 44 | 19 |
| 3 | 20 | 16 |
| 4 | 4 | 4 |
| 5 | 3 | 0 |
| 6 | 1 | 0 |

dragsträckan. Det redovisade totalfosforvärdet för vattendragen utgör ett medelvärde av alla insamlade prov från de nedre lokalerna i de undersökta sträckorna. Till skillnad mot sjöarna så har även prov tagna under andra tidpunkter under året än augusti månad medtagits då medelvärdet beräknats.

Totalfosforhaltens medelvärde var 12,9 i sjöarna och tabell 14 visar att ca 75% av de undersökta sjöarna hade halter som understeg gränsen för låga halter. Men några sjöar hade riktigt höga halter såsom t ex Råvsötjärnen 104 och Gammhamnen 85 ug/l (Kramfors) samt Selångersfjärden 69 ug/l i Sundsvall kommun. Då Gammhamnen besöktes var sjön helt grön och siktdjupet obefintligt på grund av algblooming. Selångersfjärdens höga halter har nu åtgärdats och numer så uppmätts betydligt lägre halter. Lägsta halten 2 ug/l noterades i 5 sjöar, Hosjön och Iggen i Härnösands kommun, Råsjön och Torringen i Ånge kommun samt Sör-Galgrubbsjön i Örnsköldsviks kommun.

Medelvärdet för totalfosforhalten i vattendragen var 12,2 ug/l. Högsta halten uppmättes i Strömsån 42 ug/l (Örnsköldsvik) och den näst högsta 26 ug/l i både Svedjeån (Kramfors) och Sörån (Timrå). Alla 3 kustnära vattendrag. Lägsta halterna uppmättes i 3 inlandsvattendrag, Lill-Mårdsjöbäcken 3 (Sollefteå), Kunnån 3 (Örnsköldsvik) samt Länsterån 4 (Ånge).

Avvikelse från jämförvärdet – totalfosfor

Beräkningen av jämförvärdet syftar till att belysa mänsklig påverkan på vattnens näringstillstånd. Jämförvärdet till den uppmätta totalfosforhalten har baserats på det högsta värdet från någon av följande två ekvationer.

1. $0,002 \cdot \text{specifik avrinning} + 0,015$
2. $(0,10 \cdot \text{sjöprocent i avrinningsområdet} + 1,2) / (5 \cdot \text{sjöprocent i avrinningsområdet} + 12)$

Ekvationerna finns i bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Avvikelse från jämförvärdet har sedan beräknats som kvoten mellan uppmätt halt och jämförvärdet. Enligt bedömningsgrunderna ska avvikelse från jämförvärdet för vattendrag beräknas genom att dividera uppmätt arealspecifik förlust med jämförvärdet. Vi har ej data som beskriver avrinningsområdenas förlust av fosfor utan har beräknat avvikelsen på samma sätt som för sjöar det vill säga som kvoten mellan uppmätt halt och jämförvärdet.

Vid bedömningen av mänsklig påverkan enligt tabell 16 så kan det vara bra att ha i minnet att de uppmätta nutida halterna baseras enbart på prover tagna i augusti dessutom i några sjöar och vattendrag finns prov bara från ett år. Med tanke på att augusti ligger i slutet av produktionssäsongen så är det troligt att ett årsmedelvärde av totalfosforhalten i de inventerade vattnen skulle resulterat i några fler objekt i de mer påverkade klasserna.

Tabell 15. Klassindelning för bedömning av vattnets avvikelse från jämförvärdet med avseende på totalfosforhalt.

| Klass | Uppmätt halt/jämförvärde | Benämning |
|-------|--------------------------|---------------------------------|
| 1 | ≤1,5 | Ingen eller obetydlig avvikelse |
| 2 | 1,5-2,0 | Tydlig avvikelse |
| 3 | 2,0-3,0 | Stor avvikelse |
| 4 | 3,0-6,0 | Mycket stor avvikelse |
| 5 | >6,0 | Extrem avvikelse |

Tabell 16. Bedömning av avvikelsen från jämförvärdet med avseende på näringshalt i de inventerade sjöarna och vattendragen.

| Klass | Sjöar (antal) | Vattendrag, nedströms (antal) |
|-------|---------------|-------------------------------|
| 1 | 70 | 43 |
| 2 | 13 | 5 |
| 3 | 11 | 1 |
| 4 | 5 | 1 |
| 5 | 0 | 0 |

Sambanden mellan de vattenkemiska parametrarna

Det kan vara intressant som avslutning att titta på sambanden mellan de olika kemiska parametrarna som undersökts. I tabell 17 redovisas resultaten från enkel linjär regression (Pearson, Statistica). För att erhålla bättre jämförbarhet mellan data så har dessa normalfördelats innan analysen. Antingen har värdena transformerats med $\log x$, $\log(x+0,01)$ eller x^2 .

Starkaste sambandet fanns mellan CaMg och konduktiviteten i både sjöarna och vattendragen. I sjöarna var värdet på r 0,94 och i vattendragen 0,95. I stort sett så skulle vi vilja ha samma samband (r -värden) i sjöarna som i vattendragen mellan de vattenkemiska parametrarna. Det är naturligtvis att sikta mot stjärnorna, men åtminstone för de flesta parametrarna så följs resultaten åt mellan sjöar och vattendrag ganska bra. Ett av undantagen är pH. Man kan förvänta sig att pH ska ha ett signifikant positivt samband med såväl alkaliniteten, CaMg som konduktiviteten. Så såg det också ut för vattendragen. För sjöarna däremot fanns inget signifikant samband mellan pH och CaMg eller pH och konduktiviteten men däremot mellan pH och alkaliniteten. Förklaringen till detta förhållande står att finna i de vattenkemiska resultaten från en sjö, nämligen Kråkstasjön (Sundsvall). Kråkstasjön har en mycket speciell vattenkemi vilket torde framgått av tidigare text. Kråkstasjön har extremt lågt pH (3,8), ingen alkalinitet, mycket hög halt av CaMg (5,42 mekv/l) och mycket hög konduktivitet (79 mS/m). Dessa extrema värden får sådan betydelse i analysen att de orsakar den observerade skillnaden mellan sjöar och vattendrag avseende pH. Om Kråkstasjön utesluts ur analysen

så infinner sig de förväntade signifikanta positiva sambanden för pH med både CaMg ($r=0,50$) och konduktiviteten ($r=0,43$) och sambandet med alkaliniteten är i det närmaste oförändrat ($r=0,64$).

Sambandet mellan vattenfärgen och alkaliniteten skiljer sig åt mellan sjöarna och vattendragen. Det råder ett starkare samband mellan färg och alkalinitet i vattendrag ($r=-0,50$) än i sjöarna ($r=-0,07$). Vattenfärgen orsakas primärt av förekomst av humussyror som brunfärgar vattnet. Humussyrorna i sin tur sänker alkaliniteten. Skillnaden är därmed en smula märklig eftersom det indikerar att vattnets färg skulle bero av olika saker i sjöar och vattendrag? Så är dock inte fallet utan förklaringen står återigen att finna i några sjöars avvikande värden, däribland Kråkstasjön igen. Kråkstasjön kan liknas vid ett reningsverk med aluminiumfällning och är därmed den ena av de två minst färgade sjöarna i hela inventeringen med färgtalet 5 mgPt/l. Sjön har ingen alkalinitet. Förhållandet i Kråkstasjön med mycket lågt färgtal och ingen alkalinitet påverkar alltså sambandet i motsatt riktning. Det blir naturligtvis inte bättre av att en av de mest färgade sjöarna är en grund fågelsjö (Östansjösjön, Örnsköldsvik). Eftersom sjön är mycket grund så var det problem att erhålla ett icke grumlat prov vintertid. Östansjösjön hade både inventeringens näst högsta noterade alkalinitet (1,5 mekv/l) och vattenfärg (150 mgPt/l). Det innebär att förhållandena i såväl Östansjösjön som Kråkstasjön på olika sätt i varsin ände på gradienten verkar i motsatt riktning i förhållande till det förväntade förhållandet mellan vattenfärg och alkalinitet.

Tabell 17. Samband mellan de vattenkemiska parametrarna i sjöarna och vattendragen nedströms lokalen under stabil vinter. Fet stil markerar signifikant samband ($p=0,05$). Antalet observationer (N) av de vattenkemiska parametrarna i sjöarna år 1999 förutom CaMg ($N=97$), Kond ($N=90$), Klorid och Sulfat ($N=75$) och i vattendragen är N050 för alla parametrar.

| | pH | | Alkal. | | CaMg | | Kond. | | Färg | | Ptot | | Cl | | SO ₄ | |
|-----------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------------|-------------|
| | Sjö | Vdr | Sjö | Vdr | Sjö | Vdr | Sjö | Vdr | Sjö | Vdr | Sjö | Vdr | Sjö | Vdr | Sjö | Vdr |
| pH | 1,00 | 1,00 | 0,68 | 0,85 | 0,18 | 0,70 | 0,11 | 0,59 | -0,28 | -0,63 | 0,00 | -0,23 | -0,02 | 0,08 | -0,33 | 0,11 |
| Alkal. | 0,68 | 0,85 | 1,00 | 1,00 | 0,64 | 0,87 | 0,56 | 0,80 | -0,07 | -0,50 | 0,31 | -0,07 | 0,39 | 0,25 | 0,03 | 0,14 |
| CaMg | 0,18 | 0,70 | 0,64 | 0,87 | 1,00 | 1,00 | 0,94 | 0,95 | -0,22 | -0,42 | 0,35 | 0,12 | 0,69 | 0,52 | 0,61 | 0,44 |
| Kond. | 0,11 | 0,59 | 0,56 | 0,80 | 0,94 | 0,95 | 1,00 | 1,00 | -0,22 | -0,34 | 0,43 | 0,29 | 0,72 | 0,69 | 0,59 | 0,59 |
| Färg | -0,28 | -0,63 | -0,07 | -0,50 | -0,22 | -0,42 | -0,22 | -0,34 | 1,00 | 1,00 | 0,28 | 0,46 | -0,16 | 0,01 | -0,18 | -0,04 |
| Ptot | 0,00 | -0,23 | 0,31 | -0,07 | 0,35 | 0,12 | 0,43 | 0,29 | 0,28 | 0,46 | 1,00 | 1,00 | 0,43 | 0,59 | 0,13 | 0,52 |
| Cl | -0,02 | 0,08 | 0,39 | 0,25 | 0,69 | 0,52 | 0,72 | 0,69 | -0,16 | 0,01 | 0,43 | 0,59 | 1,00 | 1,00 | 0,72 | 0,78 |
| SO ₄ | -0,33 | 0,11 | 0,03 | 0,14 | 0,61 | 0,44 | 0,59 | 0,59 | -0,18 | -0,04 | 0,13 | 0,52 | 0,72 | 0,78 | 1,00 | 1,00 |

Då de båda sjöarna utesluts ur analysen ändras r-värdet från -0,07 till -0,22 och sambandet blir signifikant ($p < 0,05$). Det är inte ovanligt med avvikelser i naturen som då ofta tyvärr försvårar uttolkningen av resultaten. Det är en stor fördel att känna sina data som skall utvärderas. Motsvarande avvikelser finns ej bland de inventerade vattendragen. Om huvudsyftet med de vattenkemiska studierna hade varit att beskriva sambanden mellan de

vattenkemiska variablerna i länets sjöar och vattendrag hade dessa uppenbara avvikelser eller utliggare behandlats separat och betraktats som just avvikelser. I detta fall, då de sjöar och vattendrag där biologiska studier har bedrivits i första hand skall ges en vattenkemisk beskrivning, blir förhållandet annorlunda. Men det är naturligtvis viktigt att kommentera avvikelser från det förväntade i förekommande fall.

Litteratur

Ahlström, Johan m fl 1995. Försurning av små vattendrag i Norrland. Naturvårdsverket rapport 4343. 129 sidor. ISBN 91-620-4343-9.

Bydén Stefan, Larsson Anne-Marie, Olsson Mikael. 1992. Mäta vatten. Institutionen för miljö- och Oceanografiska institutionen Göteborgs universitet/Bokskogen. 72 sidor. ISBN 91-88376-00-1 Inst. för miljö- och Oceanografiska institutionen Göteborgs universitet/Bokskogen. 72 sidor. ISBN 91-88376-00-1 Inst. för miljö- och Oceanografiska institutionen Göteborgs universitet/Bokskogen.

Naturvårdsverket, 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12. 144 sidor. ISBN 91-620-1108-1.

Naturvårdsverket, 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. Naturvårdsverket Allmänna råd 90:4. 35 sidor. ISBN 91-620-0042-X.

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö- och vattenkemi. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913. 101 sidor. ISBN 91-620-4913-5.

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö- och vattenkemi. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 1, kemiska och fysikaliska parametrar. Naturvårdsverket rapport 4920. 205 sidor. ISBN 91-620-4920-8.

Ökland, Jan. 1983. Ferskvannets verden 1. Miljö og prosesser i innsjø og elv. Universitetsforlaget. ISBN 82-00-05923-5.

BOTTENFAUNA - MATERIAL OCH METODER

I vattendragen och i sjöarnas strandzoner finns en mångfald av ryggradslösa djur. Med hjälp av handhåv har detta djurliv kartlagts under försommarperioden i ett urval av länets sjöar och vattendrag. Från sjöarna har dels djur insamlats på skyddad strand och dels från mer exponerade lägen av strandzonen. I vattendragen har provtagningen utförts i både fors- och selmiljöer. I sjöarna har dessutom ett speciellt sök efter snäckor genomförts. Stor vikt har lagts vid diagnostiseringen av djuren.

Med bottenfauna åsyftas de ryggradslösa djur som är mer eller mindre hårt knutna till bottenstratum i sin förekomst. I sjöarnas strandzon och i de rinnande vattnen kan djuren hittas ovanpå eller något nedgrävda i bottenstratum eller fastsittande på döda eller levande växtdelar för att nämna de vanligaste förekomstställen. Här finns en mängd olika djur såsom snäckor, musslor, iglar, kräftdjur, bäcksländor, skinnbaggar, skalbaggar, trollsländor, nattsländor, dagsländor, sävsländor och tvåvingar. Denna mångfald av livsformer med skilda krav på sin miljö utgör ett potentiellt känslspröt för att se förändringar i vattnets miljö. Förutom att fungera som indikatorer har djuren en viktig roll i vattnet genom att ingå i ekologiska processer. De är utomordentligt viktiga som föda åt både fisk och fågel. Bland djuren finns vidare arter vars förekomst anses hotad i Sverige. Det är viktigt att utöka kunskapen om deras förekomst och krav på livsmiljö, så att nödvändig naturvårdshänsyn kan tas. Bottenfaunainventeringen omfattar 99 sjöar och 50 vattendrag.

Insamlingsmetoder

Sjöar

Insamlingen av bottendjur från sjöarna har skett med två metoder. Dels har samlingsprov med hjälp av handhåv från strandzonen insamlats och dels har ett speciellt sök efter snäckor gjorts. Handhåven hade en trekantig öppning med 25 cm långa sidor. Maskvidden på håvåsen var 0,5 mm. Provtagningen har gått till så att provtagaren förflyttat sig baklänges samtidigt som bottenstratum virvlats upp med fötterna. Genom det uppvirvlade bottenstratum har 20 håvdrag, ca 1 m vardera, dragits med håven. Provet har insamlats på en sammanhängande strandsträcka av maximalt 50 meter.

På sträckan har förekommande bottenstratum på olika djup ned till max ca 1 meter varit föremål för insamlandet. Det mesta av materialet är insamlat i djupintervallet 0,1-0,6 m. Håven har sedan sköljts i vattnet. Därefter har det insamlade materialet succesivt tömts i en plastvanna varpå grövre stratum, efter att det genomsökts på djur, plockats bort så att provvolymen reducerats till ca 0,5 liter. Därefter har provet konserverats i 70 % alkohol. På laboratoriet har sedan djuren plockats ut utan optiska hjälpmedel. Djuren har sedan diagnostiserats med hjälp av stereomikroskop (Wild M10, 6-50 ggr) och mikroskop (Zeiss 100-400 ggr).

Förutom ett fåtal undantag har två prover insamlats från varje sjö; ett på hårt bottenstratum och ett på mjukare bottenstratum. Provet från hårdbotten är insamlat på en sträcka av stranden som är exponerad för vind, ett sk exponerat prov. Provet från mjukare botten är från en vindskyddad strand, ett sk skyddat prov. Med denna strategi erhålls både arter som föredrar skyddade förhållanden och exponerade förhållanden. Därmed så ökar chansen att erhålla ett variationsrikt stickprov av strandzonens djursamhälle. I sex mindre, grunda och näringsrika sjöar har bara ett prov insamlats. Sjöarna saknade hårdbotten och bara ett prov på mjukbotten insamlades. De aktuella sjöarna är Munktorpssjön (Ånge kommun), Selångersfjärden (Sundsvalls kommun), Näggårdstjärnen (Härnösands kommun), Rävstjärnen (Kramfors kommun), Östansjön och Remmarsjön (Örn-sköldsviks kommun). I en av de större sjöarna (Stor-Laxsjön i Timrå) insamlades 2 skyddade prover. I anslutning till varje provlokal har bottenstratum och vattenvegetation beskrivits på ett översiktligt sätt. Samtliga prover från vattendragen och 89 av de 99 sjöarna har insamlats av samma provtagare.

I alla sjöar utom Munktorpssjön, Östansjön och Rävstjärnen har som ett komplement till håvningen ett speciellt sök efter snäckor gjorts. Snäcksoeket har gått till så att en sammanhängande del av en strandsträcka har genomsökts noggrant under ca 30 minuter. Vid behov har en vattenkikare använts. Under söktiden har stenar, vattenväxter, pinnar, stockar och annat bråte ned till ett maximalt djup av 1 meter, lugnt och metodiskt, genomsökts på jakt efter olika typer av snäckor. Ett antal individer av de olika snäcktyperna har sedan

konserverats i alkohol för senare diagnosticering. Även iglar som påträffades under snäcksoket insamlades och konserverades. De flesta snäckarterna företrar stränder skyddade mot vågsvall och

med vattenvegetation så sökklokalen sammanfaller ofta med lokalen för hävning i skyddad strand. Alla snäcksoök utom ett har gjorts av samma provtagare.



M42: Provtagning med handhäv i rinnande vatten. Vattendragets botten omrörs med foten och det uppvirvlande materialet fångas upp i håven. Ur en del av provet har djuren plockats direkt i fält medan resten har konserverats och bearbetats vid ett senare tillfälle inne på laboratoriet. Metod enligt "Bottenfauna i vattendrag och sjöars litoral - inventering". Foto Oskar Norrgrann.

Vattendrag

I vattendragen har insamlingen genomförts enligt en metod som bl a finns beskriven som en undersökningstyp i 'Handbok för miljöövervakning'. Undersökningstypen kallas för "Bottenfauna i vattendrag och sjöars litoral - inventering". Insamlingsmetoden har som syfte att på ett systematiskt och upprepbart sätt samla in de på vattendragssträckan förekommande arterna i bottendjursamhället i dess sinsemellan rätt förekommande proportioner. För att lyckas med det, så tas 30 delprover längs en 50 meterssträcka utspridda enligt ett bestämt schema. Proverna tas i 10 transekter med tre prov i varje. Ett prov vid stranden, ett prov mitt i vattendraget och ett prov däremellan. Varje enskilt delprov tas genom att bottensubstratet virvlas upp med foten på en sträcka av ca 1 m från startpositionen och uppströms medan provtagaren aktivt samlar upp det uppvirvlade materialet i en hushållsil i 5 sekunder. Stor vikt skall läggas vid att fånga det uppvirvlade materialet. Det uppsamlade materialet slås sedan ned i en hink. I inventeringen så har alla enskilda provlokalers material från de 30 delproverna slagits ihop till ett samlingsprov. Hushållsilen har en öppningsdiameter på ca 15 cm och en maskvidd på ca 1 mm. Materialet i hinken har sedan hållits i ett durkslag som placerats i ett såll med 0,5 mm maskvidd. Ur det material som fastnat i durkslaget har alla djur plockats direkt i fält. Utplockningen av djur har gått till så att materialet portionsvis genomsökts i en vit plastvanna varpå djuren plockats ut med hjälp av en pincett till en burk med 70 % alkohol.

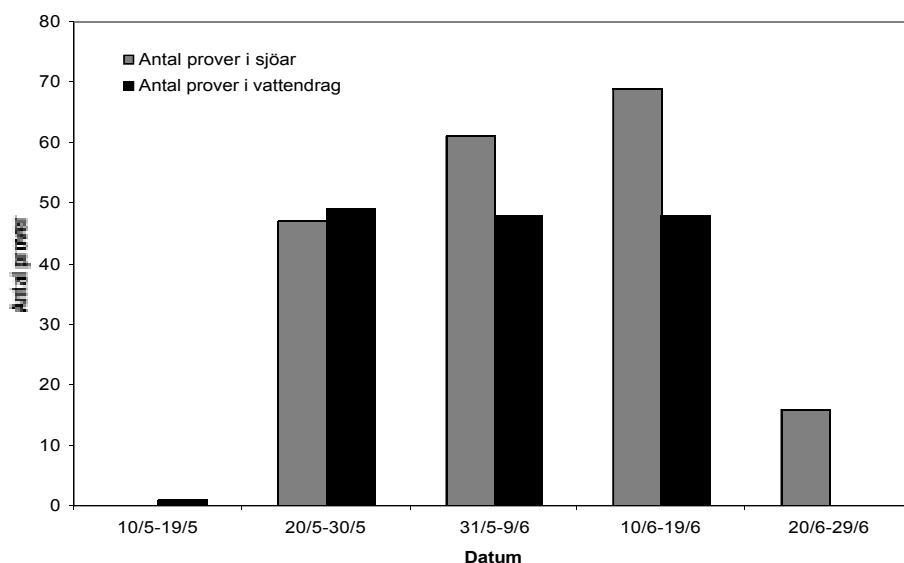
Materialet som hamnat i sållet konserverades direkt i 70 % alkohollösning. Djuren i sållresterna plockades senare ut på laboratoriet med hjälp av ett stereomikroskop i 6 ggr förstoring. Till hjälp vid diagnostiseringen av djuren användes liksom för sjöarna både stereomikroskop och mikroskop. Skillnaden i maskstorlek mellan sjöarnas och vattendragens fångstredskap (sjöar 0,5 mm och vattendrag ca 1,0 mm) medför att de allra minsta djurens förekomst blir antalsmässigt något underskattad i vattendragen.

Målsättningen var att alla vattendrag skulle provtas på tre ställen. Prover skulle insamlas dels från två forslokaler, en forslokal i övre delen av den inventerade sträckan och en forslokal i nedre delen. Dessutom skulle ett prov från en mera lugnflytande del av vattendraget provtas, ett s k selprov. Djursamhället i ett sel skiljer sig i regel markant åt från det som lever i en ren forssträcka. Med denna

strategi så ökar chansen att insamla ett variationsrikt stickprov av den inventerade vattendragssträckans bottenfaunasamhälle. I 9 av de inventerade vattendragssträckorna återfanns dock ingen selbiotop. I följande 9 vattendrag togs därför bara prov från forsmiljö; Bänkåsbäcken och Slädabäcken (Sundsvall), Fuskingeån (Timrå), Gålsjöbäcken, Skullerstabäcken och Viksbäcken (Kramfors), Hornsjöbäcken och Överdalsån (Härnösand) och slutligen Kunnån (Örnsköldsvik). I 6 av dessa togs tre forsprover istället och i de 3 kortaste endast 2 forsprover (Gålsjöbäcken, Hornsjöbäcken och Slädabäcken). I den lugnflytande Tarån (Sollefteå) togs också bara två prov men då fördelat på ett sel och en fors. Vid varje provlokal har vattenbiotopen och strandmiljön beskrivits på ett ingående sätt i samband med att proverna insamlades. Samtliga prover har insamlats av samma provtagare.

Tidpunkten

Tidpunkten för insamlingen har varit mellan slutet av maj till senare delen av juni (figur 1). Tanken har varit att så många som möjligt av proverna skulle samlas in mellan den tid då de dagsländearter som tillbringat vintern i äggstadie har kläckts till larver och den tidpunkt då de första arterna som vuxna lämnar vattnet för att svärma. Denna tidsperiod brukar räknas som den mest intressanta ur aspekten biologisk mångfald eftersom artrikedomen i vattnet då är jämförelsevis hög. Därtill kommer att relativt många djur är välutvecklade och stora vid denna tidpunkt vilket underlättar både insamlandet och artbestämningen. Tidpunkten är dessutom synnerligen lämplig med långa ljusa dagar och oftast ett gynnsamt väder. En nackdel är att flera arter av bäcksländor som övervintrat som larver vid den tidpunkten redan lämnat vattnet. Vid provtagningens start i slutet av maj har i regel dagsländan *Arthroplea congener* kläckt från äggstadiet och är 1-2 millimeter lång. Ungefär i mitten av juni börjar de första vuxna exemplaren av dagsländan *Leptophlebia marginata* att uppträda. Det är då hög tid att slutföra säsongens provtagning om någorlunda mellan sjöarna jämförbara artlistor skall kunna upprättas. Ett sätt att i länet förlänga den aktuella tidsperioden är att förlägga provtagningsrutten så att vatten på låg höjd i södra delen av länet provtas först och sist besöks vatten på hög höjd i norra länsdelen. Bottenfaunaproverna från sjöarna är insamlade jämnt fördelade mellan åren 1985-87 förutom 4 prover insamlade 1988 och 4 st 1993. Vattendragens prover är insamlade jämnt fördelade mellan åren 1990-1992.



Figur 1. Fördelningen av provtagningsdatum för bottenfaunan i de 99 sjöarna och 50 vattendragen.

Diagnostik

För att arterna skall få ett korrekt namn i så stor utsträckning som möjligt har konsultation med flera experter förekommit under arbetets gång. I ett tidigt skede besöktes Naturhistoriska riksmuseét under en vecka för att där med bistånd av Anders Warén studera Bengt Hubendicks snäcksamlingar. Därefter har Ted von Proschwitz vid Naturhistoriska museét i Göteborg ställt upp vid behov med diagnosticering av snäckorna. Peter Dall vid Köpenhamns universitet har gett en kunskapsbas för att hantera sjöarnas igelfauna. Vid något tillfälle har Christer Hansson vid Lunds universitet hjälpt till. Eva Engblom, Limnodata Skinnskatteberg, har bistått med att reda ut problem med dagsländor och kräftdjur. Även Olle

Söderström vid Umeå universitet har tittat på en del dagsländelarver. Albert Lillehammer, tidigare Oslo museum har vid behov tittat på bäcksländor. Råd och hjälp med nattsländelarver har erhållits från Peter Wiberg-Larsen, Fyns Amt i Danmark. Ibland fångas även puppor eller vuxna individer av nattsländor. Dessa har då skickats till Bo Gullefors Forsed. Göran Arnquist vid Umeå universitet och Carl-Cedric Coulianos, Stockholms universitet, har hjälpt till att räta ut frågetecken med skinnbaggar. Hela trollsländematerialet från sjöarna har artbestämts av Göran Sahlén Uppsala universitet, medan Ulf Norling bistått för de rinnande vattnen. Hela skalbaggs materialet har diagnosticerats av Anders Nilsson vid Umeå universitet.

Litteratur

Naturvårdsverket. 1996. Handbok för Miljöövervakning. Pärm III - Undersökningstyper. Enheten för Miljöövervakning. Naturvårdsverket.

BESKRIVNING AV PROVLOKALERNA

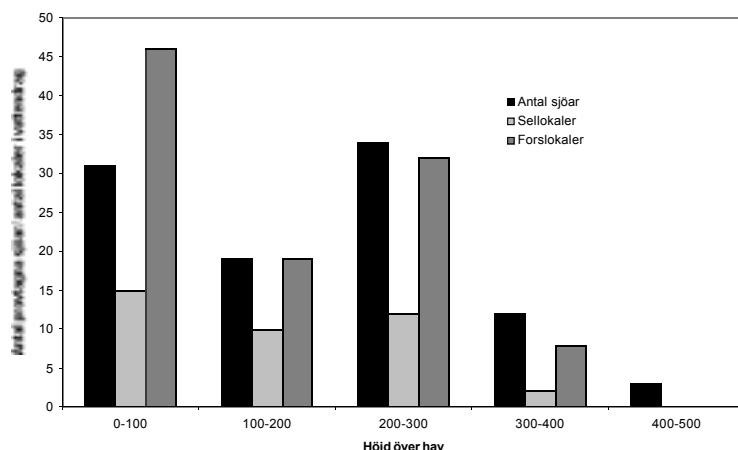
Provlokalerna i Stensjön (Ånge) ligger 458 meter över havet och utgör därmed de högst belägna i inventeringen. Flest forslokaler återfinns i höjdiintervallet 0 - 100 meter över havet. Forslokalerna karaktäriserades av sand, grus, sten och block medan gytta och finsediment dominerade i selproverna. Motsvarande skillnad återfinns även mellan provlokalerna på exponerad och skyddad strandzon. En annan genomgående skillnad mellan de olika biotoperna i sjöarna respektive vattendragen var att lokalerna i selen och skyddade stränderna hade betydligt större inslag av kärlväxter. Inslag av alger och mossa i vattendragen var däremot vanligare i forsmiljöerna än i selen.

En stor del av länets yta har legat under havsytan efter att isen succesivt smält och dragit sig undan. De vattenansamlingar som bildats i terrängens svackor under den gamla havsytan ligger i regel i bördigare marker. De kännetecknas ofta av högre näringshalt och bättre motståndskraft mot försurning. Havet svallar och sorterar ut fint material från markerna vilket sedan sedimenterar i lägre partier. Generellt kan sägas att alla vatten i länet som ligger lägre än 235 m ö h är belägna under högsta kustlinjen (HK). Ju närmare kusten på desto högre höjd kan en sjö vara belägen och ändå ligga under HK. Högsta kustlinjen når sin högsta punkt, 285 meter, vid Skuleberget. Av inventeringens 99 sjöar så är 75 stycken belägna under HK. I figur 2 redovisas bottenfaunalokalernas höjdläge i meter över hav.

En övergripande faktor som styr organismernas utbredning är temperaturen. Västernorrlands län är ett av Sveriges variationsrikaste när det gäller växtzoner. Inom länsgränsen finns områden från zon III till zon VII representerade. Växtzonernas förekomst torde till stor del stämma överrens med de lokala temperaturförhållandena. För mera naturligt sydligt förekommande växter krävs ett gynnsamt lokalklimat som förlänger sommar och höst så att invintringen hinns med. Dessa områden indikerar på detta sätt även gynnsammare förhållanden för djurlivet under vattenytan. I länets sydöstra del och lokalt efter kusten finns flera fynd av bottenjur som utgör dess nordligaste förekomst i Sverige. Detta skall jämföras med de mer näringsfattiga vattnen på höjder upp mot 400 meter som ger helt andra förutsättningar för djurlivet. I inventeringen har 3 sjöar provtagits över 400 meters nivå. Det är Stensjön (458 m ö h) i Ånge kommun, Mossaträsksjön (425 m ö h) och Stor-Rödvattnessjön (412 m ö h) i Örnsköldsviks kommun. Den högst belägna provlokalen i vattendragen är en forslokal i Ulvsjöån (Sundsvall) som är belägen på 399 meters höjd. Av de provtagna sjöarna så är 8 stycken belägna under 10 meters höjd och av vattendragen så ligger 16 provlokaler under 10 meter.

Sjöar

I samband med provtagningen i sjöarna så gjordes en enkel beskrivning av strandzonens livsmiljö. Vi noterade de olika typer av bottensubstrat som förekom samt eventuell förekomst av vattenvegetation.

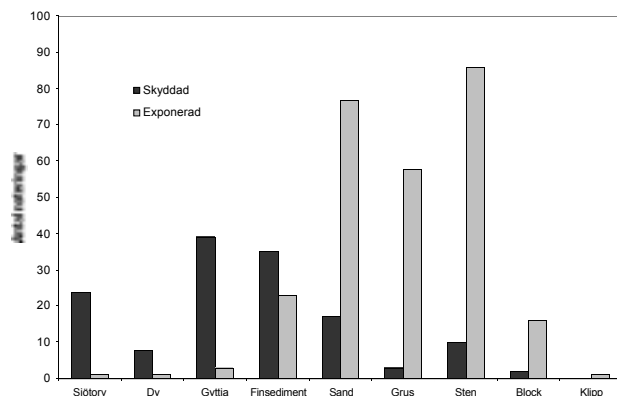


Figur 2. Höjdläget för de inventerade sjöarna och vattendragens bottenfaunalokaler i 100 meters intervall över havsnivån.

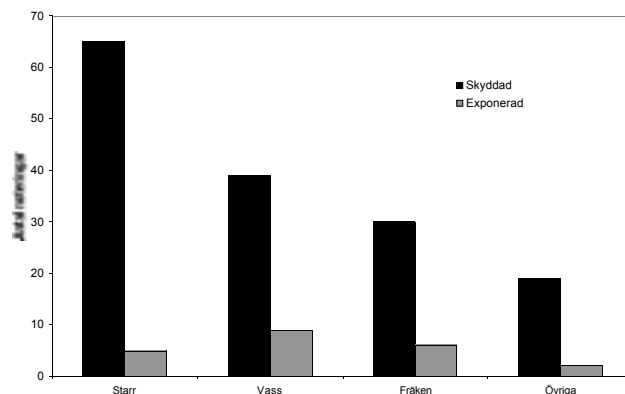
I figur 3 redovisas vid hur många tillfällen de olika bottenstraten noterades och i figur 4 vattenväxterna.

Av figur 3 och 4 så framgår att provlokaler i den skyddade stranden generellt skiljer sig markant från de exponerade lokalerna. De skyddade lokalerna präglas av finare bottenstrat med eller

utan inblandning av organiskt material medan de exponerade lokalerna domineras av grövre mineralogent material. De skyddade lokalerna har dessutom åtskilligt fler noteringar av förekomst av vattenväxter. Vid varje provlokal har provtagningen startat vid strandlinjens omedelbara närhet och sedan maximalt utsträckt sig till ca 1 meters djup. Maximala provdjupet har avgjorts av strandens lut-



Figur 3. Förekomst av de olika bottenstraten vid bottenfaunalokalerna uppdelat på skyddad och exponerad strand.



Figur 4. Förekomst av vattenväxter på bottenfaunalokalerna uppdelat i skyddad och exponerad strand. Gruppen övriga är en sammanslagning av kräklöver, *Salix spp*, säv, vattenklöver, näckros, kransalger och vitmossa, växter som vid något tillfälle utgjort en betydande del av en provlokals vattenvegetation.

ningsprofil. På en del långgrunda stränder har maxdjupet ibland understigit 0,5 meter. Provtagningsdjupet på den exponerade stranden har genomgående varit något djupare. Det maximala provdjupet på den exponerade stranden har för ca 50% av provlokaler legat djupare än 0,6 m medan motsvarande siffra för den skyddade lokalen varit endast 10%.

Vattendrag

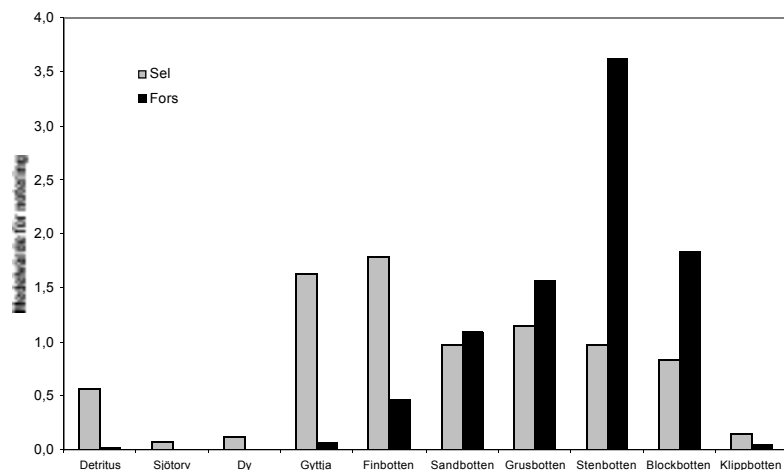
Dokumentationen av provlokaler i vattendragen har skett på ett något annorlunda sätt. Noteringarna har här varit ett försök att kvantifera

den förekomst. Förekomsten har angetts i en skala från 0 till 6, där 0 indikerar total avsaknad och 6 indikerar att hela ytan täcks. Om t ex så gott som hela bottenytan täcks av sten med undantag av en liten yta sand, grus och något enstaka block så har detta noterats som följer: sten 5, sand 1, grus 1 och block 1. I figur 5 redovisas medelvärdet av noteringarna för bottenstratet fördelade på sel- och forslokal.

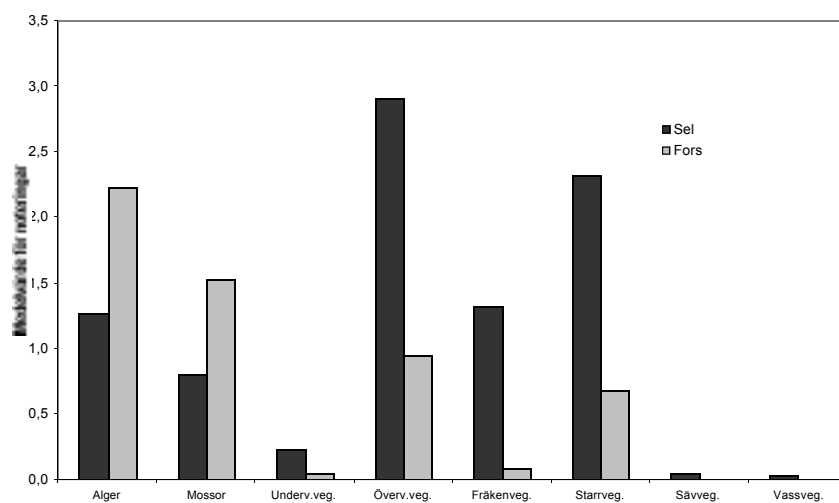
Av figur 5 framgår att forslokaler domineras av sten men att inslag av sand, grus och block även är vanligt. I sellokaler är inslaget av gytta och fin-

botten vanligast. Men i sellokalerna är det även relativt vanligt med inslag av sand, grus, sten, block och detritus. Detritus är i detta fall mestadels döda växtdelar såsom löv, barr m m som finns ansamlad i en noterbar förekomst. Många av sellokalerna omfattar även en bit av en strömsträcka vilket kan förklara inslaget av det grövre botten substratet. I figur 6 redovisas medelnoteringarna av mossor, alger och vattenväxter på sel- och forslokalerna. Både mossor och alger var vanligare på forslokalerna. Det har sin naturliga förklaring i att både mossor och alger behöver grovt substrat såsom sten och block för att kunna sätta sig fast och växa till sig. Figuren visar även, icke förvånande, att det fanns betydligt mer vattenväxter på sellokalerna. Vanligaste övervattensväxterna var starr

och fräken. Provtagningsdjupet i vattendraget har liksom för sjöarna haft en praktisk begränsning. Vid något enstaka tillfälle har provdjupet för delproverna uppgått till 1 meter. I metoden ligger att prover skall tas alldeles vid strandkanten. Det innebär att en stor del av delproverna är insamlade på grunt vatten. Få delprover är insamlade på ett större djup än 0,6 meter. Det större provdjupet har varit något vanligare i sellokalerna. Under insamlingen av proverna har vattenståndet noterats vid varje provtillfälle. Medelnoteringen i en skala från 0-6 har varit 2,7. Det innebär att vattenståndet oftast har bedömts vara strax under medelvattenföring (3). Högre vattenstånd än 4 och lägre än 2 har aldrig noterats.



Figur 5. Täckningsgraden av olika bottenstrukturer uppdelat på sel- och forslokaler. Skalan för täckningsgraden går från 0 - 6 , där 0 betyder att substratet saknas och 6 att det täcker hela bottenytan.



Figur 6. Täckningsgraden av vattenväxterna uppdelat på sel- och forslokaler. Skalan för täckningsgraden går från 0 - 6 , där 0 betyder att vegetationstypen saknas och 6 att det täcker hela bottenytan.

DET INSAMLADE BOTTENFAUNAMATERIALET

Totalt i inventeringen har 146 255 djur diagnostiserats i sjöarna och 183 590 i vattendragen. Antalet påträffade taxa i sjöarna var 279 och i vattendragen 240. Speciellt för sjöarna så råder ett starkt samband mellan antalet insamlade individer och antalet påträffade taxa. Resultaten visar att det är önskvärt att mer än 1000 djur insamlas för att erhålla en god bild av förekommande taxa.

Individrikaste djurgruppen i sjöarna var dagsländorna och i vattendragen tvåvingar. Artrikaste gruppen i sjöarna var dock skalbaggar medan det i vattendragen insamlades flest taxa av nattsländor.

I de 99 sjöarna har 193 provlokaler provtagits med handhäv och snäcksök har genomförts i 96 av sjöarna. Proverna är fördelade på 100 skyddade lokaler och 93 exponerade. I de 50 vattendragen har 105 forslokaler och 41 sellokaler provtagits. I tabell 1 och 2 redovisas det insamlade materialet i stora drag.

Sjöarna

Totalt för alla sjöar har 146 255 djur insamlats fördelat på 279 taxonomiska enheter (taxa). Ett taxon är den minsta taxonomiska enhet som kan säkerställas av ett djur som påträffats. I de allra flesta fallen så är det entydigt med art. Men då djurets art inte kunnat diagnostiserats, så blir den taxonomiska enheten nästa systematiska enhet i hierarkisk

ordning. Gick det att säkerställa släktet, så blir det den gällande taxonomiska enheten, nästa är familj och så vidare. I de fall det med säkerhet varit en av två svåridentifierbara arter i ett släkte, så har arten fått heta båda artnamnen med ett / emellan, ex skinnbaggar *Sigara dorsalis/striata*, vilket då utgör den gällande taxonomiska enheten.

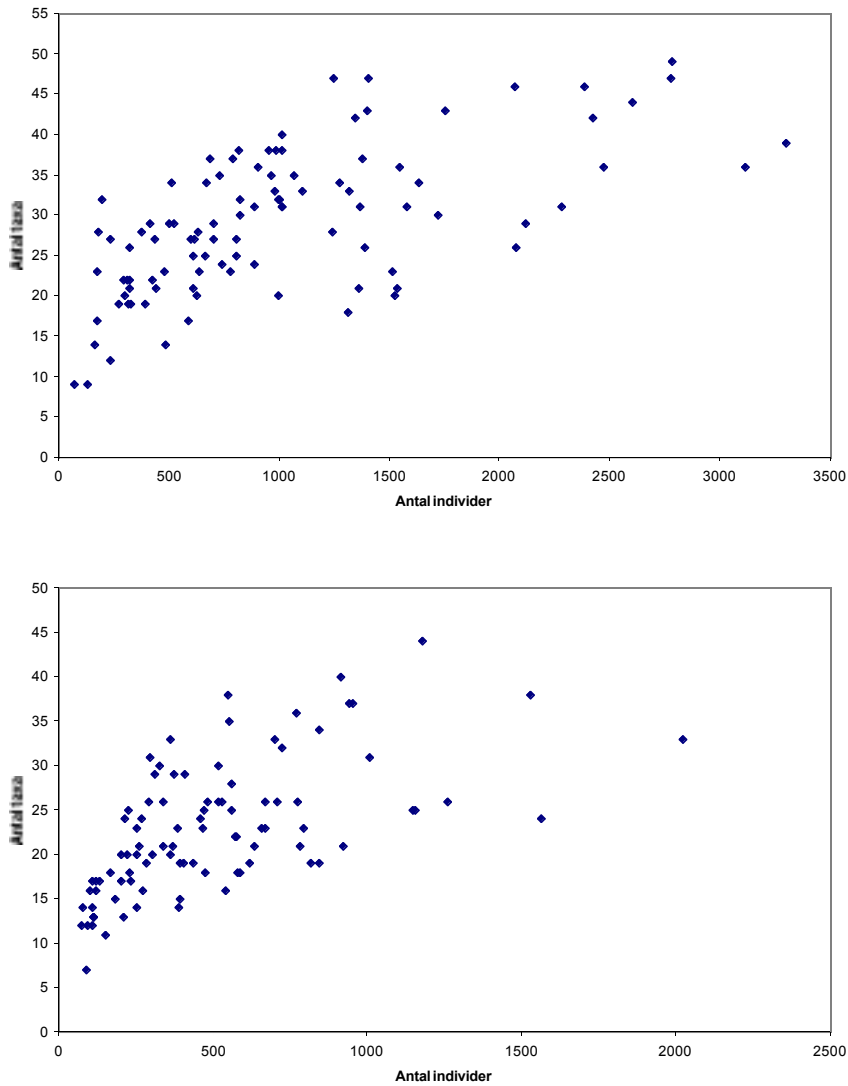
I medeltal har ca 1500 individer och 40 taxa insamlats från varje sjö. Intressant att notera för sjöarna är att dubbelt så många djur har insamlats från den skyddade stranden som från den exponerade stranden. Även antalet taxa insamlade från den skyddade stranden är påtagligt större. Detta kan ej förklaras av att fler prover insamlats från den skyddade stranden eftersom även medeltalet är större för den skyddade stranden både avseende antalet individer och antalet taxa. Förklaringen till det större antalet taxa står sannolikt till stor del att finna i det större antalet insamlade djur från den skyddade stranden. Antalet påträffade taxa är i regel beroende av hur många individer som insamlats. I figur 7a och b på kommande sida redovisas förhållandet mellan antalet insamlade individer och det påträffade antalet taxa för skyddad respektive exponerad strand. I båda fallen råder ett positivt samband (Spearman's Rank Correlation, $r_{\text{skyddad}} = 0,642, p < 0,0001, r_{\text{exponerad}} = 0,668, p < 0,0001$). Det indikerar att antalet insamlade individer genomgående varit något för låg både på skyddad och exponerad strand för att erhålla en korrekt

Tabell 1. Tabellen visar en översikt över antalet individer och taxa som fångats totalt för alla sjöar (99 st), skyddad strand (100 st) och exponerad strand (93 st).

| Antalet individer | Hela sjön | Skyddad strand | Exponerad strand |
|---------------------|-----------|----------------|------------------|
| Totalt | 146255 | 99755 | 46500 |
| Medel | 1477 | 998 | 500 |
| Median | 1338 | 822 | 405 |
| Min-max | 250-4622 | 73-3299 | 73-2020 |
| 25% percentil | 873 | 480 | 234 |
| 75% percentil | 1814 | 1366 | 669 |
| Antalet taxa | | | |
| Totalt | 279 | 246 | 215 |
| Medel | 40 | 29 | 23 |
| Median | 39 | 29 | 22 |
| Min-max | 16-64 | 9-49 | 7-44 |
| 25% percentil | 30 | 22 | 18 |
| 75% percentil | 48 | 35 | 26 |

bild av artsammansättningen. Det hade varit önskvärt att inget prov från den skyddade stranden understigit ca 1500 individer och från den exponerade stranden ca 1000 individer. Flest antal individer totalt insamlades från Storsjön (Timrå), 4622 st. och minst från Finnsjön (Sollefteå) (250 st). Flest taxa totalt insamlades i Helgumsjön

(Sollefteå) (64 st) och Billsjösjön (Örnsköldsvik) (62 st) och minst i Sör-Galgrubbsjön (Örnsköldsvik) (16 taxa) och Kråkstasjön (Sundsvall) (17 taxa). Kråkstasjön med sina pH-värden under 4,0 är en av Sveriges suraste sjöar



Figur 7a (övre figuren) och b (nedre figuren). Sambandet mellan antalet insamlade individer och antalet påträffade taxa på skyddad (a) och exponerad strand (b).

Tabell 2. Tabellen visar en översikt över antalet individer och taxa som fångats totalt för alla inventerade vattendragssträckor (50 st), selen (41 st), alla tagna forsprover tillsammans (105 st), nedströms belägna forsar (50 st) och uppströms belägna forsar (49 st).

| Antalet individer | Vattendragen | Sel | Fors total | Fors nedstr. | Fors uppstr. |
|--------------------------|---------------------|------------|-------------------|---------------------|---------------------|
| Totalt | 183590 | 47345 | 136245 | 59045 | 68979 |
| Medel | 3672 | 1155 | 1298 | 1181 | 1408 |
| Median | 3696 | 1126 | 1095 | 1086 | 1121 |
| Min-max | 1261-6898 | 252-3209 | 200-4268 | 200-3176 | 346-4268 |
| 25% percentil | 2854 | 724 | 812 | 715 | 855 |
| 75% percentil | 4612 | 1454 | 1601 | 1429 | 1679 |
| Antalet taxa | | | | | |
| Totalt | 240 | 208 | 170 | 156 | 146 |
| Medel | 68 | 48 | 38 | 37 | 39 |
| Taxa median | 70 | 46 | 38 | 38 | 38 |
| Min-max | 32-100 | 23-68 | 17-63 | 17-63 | 18-59 |
| 25% percentil | 55 | 43 | 30 | 28 | 30 |
| 75% percentil | 82 | 54 | 45 | 43 | 45 |

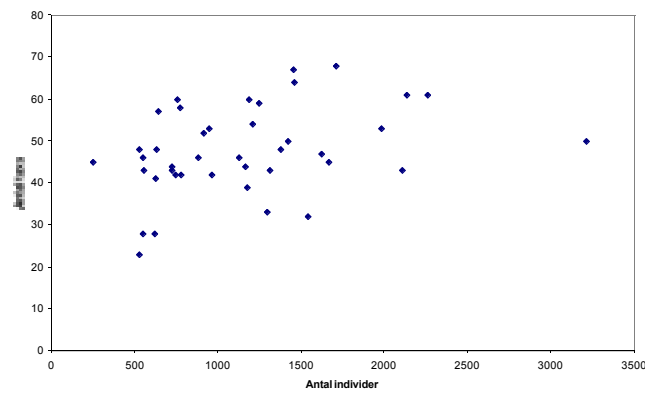
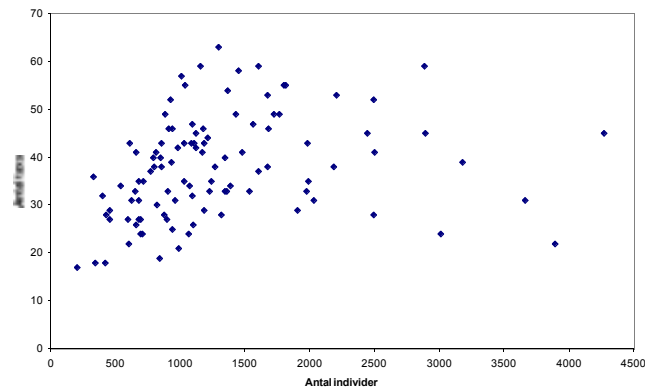
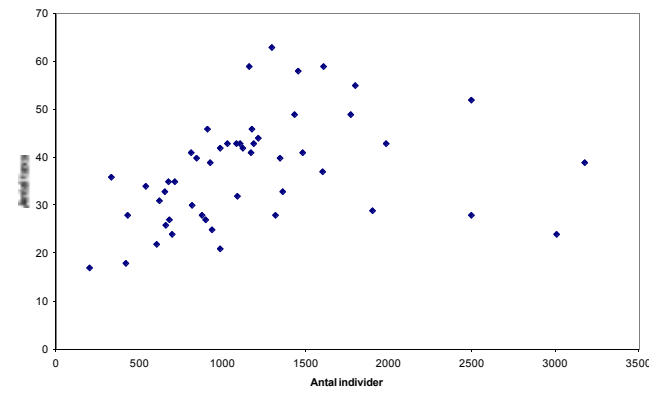
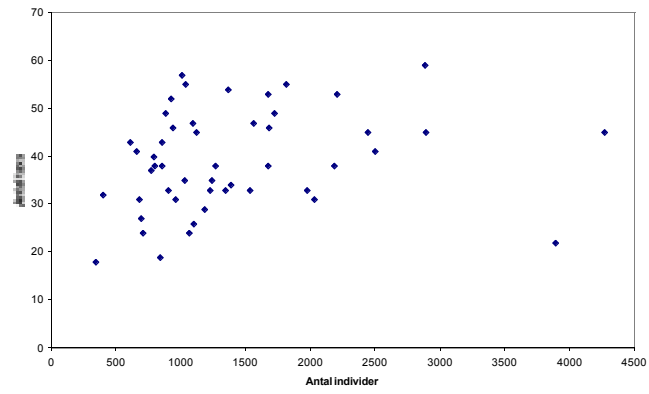
Vattendrag

Totalt i vattendragen insamlades 183 590 individer och 240 taxa. De individrikaste vattendragen var Slädabäcken (Sundsvall), Strömsån (Örnsköldsvik) och Sörån (Timrå), alla med över 6000 insamlade individer. Lägsta antalet individer (1689 st), av de vattendrag där tre prover insamlades, fångades i Ruskån (Sollefteå). I medeltal insamlades 3672 individer i vattendragen. Trots att flest individer insamlades i Slädabäcken så påträffades minst antal taxa där (32 st). Flest antal taxa (100 st) påträffades i Lafsan (Sollefteå), (99 st) Husån (Örnsköldsvik) samt Tälglättån och Fanbyån (Sundsvall) med 97 st. vardera. I medeltal så påträffades 68 taxa i vattendragen. Flest taxa påträffades i vattendragens selmiljöer. Det beror sannolikt till stor del på att många selprover även omfattade en bit strömsträcka och var därigenom ofta betydligt biotoprikkare än forsproverna.

I figur 8 a,b,c och d på kommande sida redovisas sambandet mellan antalet insamlade individer och antalet påträffade taxa för uppströms fors, ned-

ströms fors, alla forsprover tillsammans och selen. Liksom för sjöarna så råder ett positivt samband mellan antalet insamlade individer och det påträffade antalet taxa (Spearman's Rank Correlation). Men sambandet var genomgående något svagare för vattendragens olika miljöer ($r_{\text{uppströms}} = 0,308$, $p = 0,03$, $r_{\text{nedströms}} = 0,497$, $p = 0,0002$, $r_{\text{alla fors}} = 0,411$, $p < 0,0001$, $r_{\text{sel}} = 0,420$, $p = 0,006$). Svagaste sambandet mellan antalet insamlade individer och antalet påträffade taxa hade de forsprover som insamlades högst upp i de inventerade vattendragen (figur 8a). Det indikerar att ett större antal insamlade individer i vattendragens olika miljöer inte som för sjöarna på samma självklara sätt skulle ge fler taxa. Speciellt för de uppströms belägna forslokalererna så har andra faktorer än antalet insamlade individer påverkat antalet påträffade taxa. I figur 8c, som visar förhållandet mellan individer och taxa för samtliga forsprover, framgår dock att det hade varit önskvärt att minst 1500 individer hade samlats in för att beskriva forslokalerernas artsammansättning.

SJÖ- OCH VATTENDRAGSINVENTERING I VÄSTERNORRLANDS LÄN
- BOTTENFAUNA -



Figur 8 a,b,c och d. Sambandet mellan antalet insamlade individer och antalet påträffade taxa för uppströms fors (a), nedströms fors (b), alla forsprover (c) och sel (d).

Tabell 3. Tabellen visar andelen individer och taxa från håvproverna för varje djurgrupp i procent av totala fångsten i sjöarna totalt (99 sjöar), skyddad strand (100 lokaler), exponerad strand (93 lokaler), vattendragen totalt (50 vattendrag), selen (41 lokaler) och alla forsprover (105 lokaler).

| DJURGRUPP | ANDEL INDIVIDER (%) | | | | | | ANDEL TAXA (%) | | | | | |
|--------------|---------------------|------|------|--------------|------|-------|----------------|------|------|---------------|------|-------|
| | SJÖAR | | | VATTENDRAG | | | SJÖAR | | | VATTENDRAG | | |
| | Sky.+ Exp. | Sky. | Exp. | Fors+ Sel | Sel. | Fors. | Sky+ Exp. | Sky. | Exp. | Fors+ Sel. | Sel. | Fors. |
| IGLAR | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 0,2 | 0,0 | 3,8 | 4,2 | 4,4 | 2,9 | 3,4 | 2,4 |
| DAGSLÄNDOR | 41,1 | 45,2 | 32,3 | 17,6 | 26,2 | 14,6 | 8,1 | 6,6 | 9,3 | 13,8 | 14,9 | 17,1 |
| TROLLSLÄNDOR | 1,8 | 2,4 | 0,5 | 0,4 | 0,8 | 0,2 | 6,0 | 6,1 | 5,5 | 5,0 | 4,8 | 3,5 |
| BÄCKSLÄNDOR | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 6,4 | 2,8 | 7,7 | 2,6 | 2,4 | 2,7 | 7,5 | 6,3 | 10,0 |
| SKINNBAGGAR | 6,2 | 4,2 | 10,5 | 0,2 | 0,7 | 0,0 | 8,1 | 8,5 | 8,2 | 6,3 | 7,2 | 2,9 |
| SKALBAGGAR | 1,6 | 1,5 | 1,9 | 4,4 | 1,9 | 5,2 | 32,1 | 34,0 | 24,5 | 20,4 | 21,6 | 9,4 |
| NATTSLÄNDOR | 11,7 | 13,5 | 7,7 | 16,9 | 18,6 | 16,4 | 17,9 | 16,5 | 21,9 | 26,3 | 24,0 | 32,4 |
| TVÅVINGAR | 18,9 | 19,5 | 17,6 | 41,1 | 28,1 | 45,6 | 6,8 | 7,1 | 6,6 | 5,0 | 5,8 | 7,1 |
| BLÖTDJUR | 5,0 | 4,6 | 5,8 | 4,7 | 10,5 | 2,7 | 8,2 | 8,0 | 8,7 | 6,7 | 5,8 | 8,2 |
| ÖVRIGA | 12,7 | 8,1 | 22,7 | 8,2 | 10,0 | 7,6 | 6,4 | 6,6 | 8,2 | 6,3 | 6,3 | 7,1 |

De olika djurgruppernas andel

I tabell 3 kan vi se att antalet dagsländor som insamlades i sjöarna var mer än dubbelt så stor (41,1 % mot 18,9 för tvåvingar) än någon annan djurgrupp i sjöarna. Störst andel dagsländor (45,2 %) fanns i proven från skyddad strand. I vattendragen utgjorde tvåvingarna den största andelen med 41,1 % och med dagsländorna som näst största grupp (17,6 %) tätt följd av nattsländorna (16,9 %). Störst andel av dagsländor i vattendragen påträffades i selmiljön. Trots att största andelen individer av dagsländor påträffades på skyddad strand och i sel så insamlades störst andel taxa från exponerad strand och fors. Förhållandet beror av ymnig förekomst av några vanliga taxa som företrar lite lugnare vatten (*Leptophlebia vespertina*, *L. marginata*, *Heptagenia fuscogrisea*, *Arthroplea congener* och *Cloeon inscriptum*) samt några arter av släktet *Siphonurus* som trivs på växtbäcklädda översvämningssmarker.

Resultaten som avser andelen taxa av de olika djurgrupperna är i högsta grad beroende på hur långt diagnosticeringen för de olika djurgrupperna drivits. Speciellt inom gruppen tvåvingar och för några djurtyper inom gruppen övriga har bestämningen stannat på en hög systematisk nivå. Tvåvingarna är den avgjort artrikaste gruppen i inventeringen, men genomgående har diagnosticeringen stannat på familjenivå. För de andra djurgrupperna så begränsas i regel bestämningsnivån av tillgängligheten av bestämningsnycklar och/eller experthjälp. Skalbaggar är den grupp som genomgående diagnosticerats längst.

Både trollsländor och skinnbaggar utgjorde en större andel av djuren i sjöarna än i vattendragen. Intressant att notera är här att trollsländornas största andel i sjöarna var i den skyddade miljön medan skinnbaggar utgjorde en betydligt större andel på den exponerade stranden. På den exponerade stranden i flera sjöar påträffades rikligt med larver av buksimmare framför allt av släktet *Micronecta*.

Den mest påtagliga skillnaden mellan hur stor andel som individantalet utgör i förhållande till andelen taxa uppvisar skalbaggar. Andelen individer av skalbaggar utgör inte många procent i varken sjöar eller vattendrag. Däremot är i runda tag var fjärde taxa en skalbagge i inventeringen. Det kan till stor del förklaras av att diagnosticeringen drivits långt för skalbaggar. Men det är också så att det är en artrik grupp och att insamlingsmetoderna kanske inte varit de mest ändamålsenliga för att samla stora mängder skalbaggar. Benämningen bäcksländor antyder att djuren är typiska för rinnande vatten. Resultaten visar också att bäcksländorna är en betydligt viktigare del av bottenjursamhället i vattendragen än i sjöarna. Antalet iglar utgör den minsta andelen i både sjöarna och vattendragen. En stor del av förklaringen till det är nog att iglarna, som är nattaktiva rovdjur, under dagtid sitter fastsugna och gömda under block, stenar och annat bottenstrat.

IGLAR

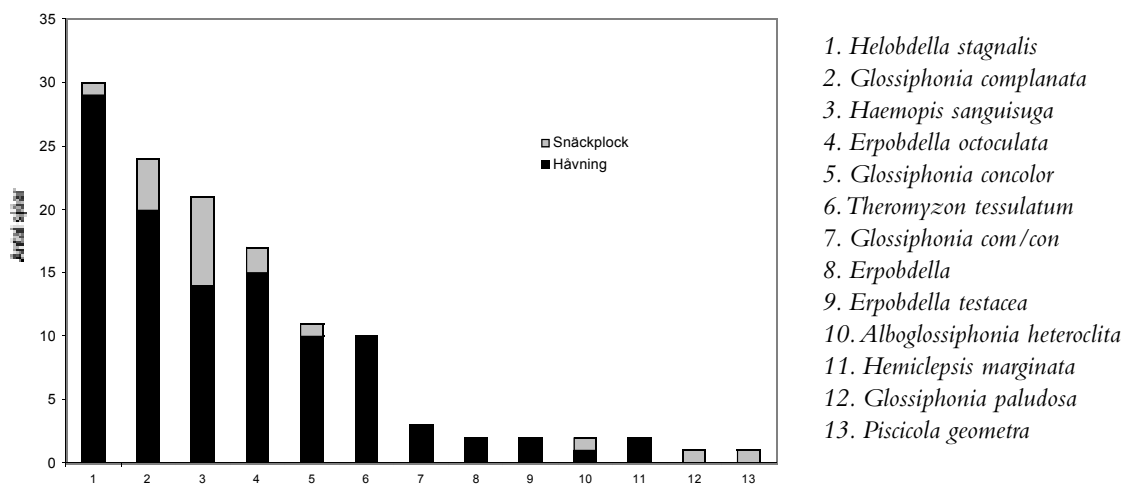
Av landets 18 igelarter påträffades 11 stycken i inventeringen. I Storsjön (Kramfors) insamlades 6 arter och var därmed den artrikaste sjön i inventeringen. De tre artrikaste vattendragen var Tälglättån (Sundsvall), Svedjeån (Kramfors) och Långsjöån (Sollefteå) med 4 arter vardera. Vanligaste arten i länet tycks *Helobdella stagnalis* vara. Tre av arterna hade ej påträffats så långt norrut i Sverige innan inventeringen. De tre arterna var; *Erpobdella testacea*, *Alboglossiphonia heteroclita* och *Hemiclepsis marginata*.

I Sverige har 18 igelarter påträffats. Av dessa har 11 påträffats i denna inventering. Samtliga 11 arter har påträffats bland sjöarna medan bara 7 av de 11 arterna har insamlats från vattendragen. Av dessa 11 arter från sjöarna så insamlades 2 enbart med metoden snäcksök. Resultaten från inventeringen visar att gruppen iglar utgör en mycket liten del av sjöstrandens och vattendragens fauna. Av alla djur som insamlats längs sjöstränderna med håv så var andelen iglar 0,2 % och i vattendragen endast 0,1 %. Iglarna utgör en något större andel av de taxa som diagnosticerats under inventeringen. I sjöarna utgjorde 4,9 % (med enbart hävning 3,8 %) av alla diagnosticerade taxa iglar och i vattendragen var motsvarande siffra 2,9 %. I medeltal insamlades 1,2 taxa från varje sjö (enbart hävning 1,1) och varje vattendrag. Resultaten från inventeringen tyder på

att det är störst chans att påträffa många igelarter i vatten som ligger kustnära och har en bra buffertkapacitet. Igelrikaste sjö var Storsjön vid Herrskog (Kramfors) med 6 arter. I Vågsfjärden (Kramfors), Mingen (Sundsvall), Norasundet (Kramfors), Bysjön på Ulvön (Örnsköldsvik) och Källsjön (Sollefteå) påträffades 4 arter. De artrikaste vattendragen var Tälglättån (Sundsvall), Svedjeån (Kramfors) och Långsjöån (Sollefteå) med vardera 4 arter. I Sörån (Timrå), Strömsån (Örnsköldsvik), Skullerstabäcken (Kramfors) och Byån (Härnösand) påträffades 3 arter.

Vanlig och ovanliga taxa

Den vanligaste arten i både sjöar och vattendrag var *Helobdella stagnalis*. Arten påträffades i omkring var fjärde sjö och i vartannat vattendrag. Andra arter som är relativt vanliga i länets sjöar är *Glossiphonia complanata*, *Erpobdella octoculata*, *Haemopsis sanguisuga*, *Glossiphonia concolor* och *Theromyzon tessulatum*. I vattendragen är det bara *G. complanata* och *E. octoculata* som förutom *H. stagnalis* kan räknas som relativt vanligt förekommande. Till de mera ovanliga arterna i länets sjöar och vattendrag tycks *Erpobdella testacea*, *Alboglossiphonia heteroclita*, *Hemiclepsis marginata*, *Glossiphonia paludosa* och *Piscicola geometra* höra. Tre arter, *E. testacea*, *A. heteroclita* och *H. marginata*, har aldrig tidigare påträffats så långt norrut i Sverige. Fynden av *E. testacea* är gjorda i Helgumsjön (Sollefteå) och Mingen (Sundsvall). De två fynden



Figur 9. Förekomsten av iglar fördelat på hävning och snäckplock i de 99 undersökta sjöarna.

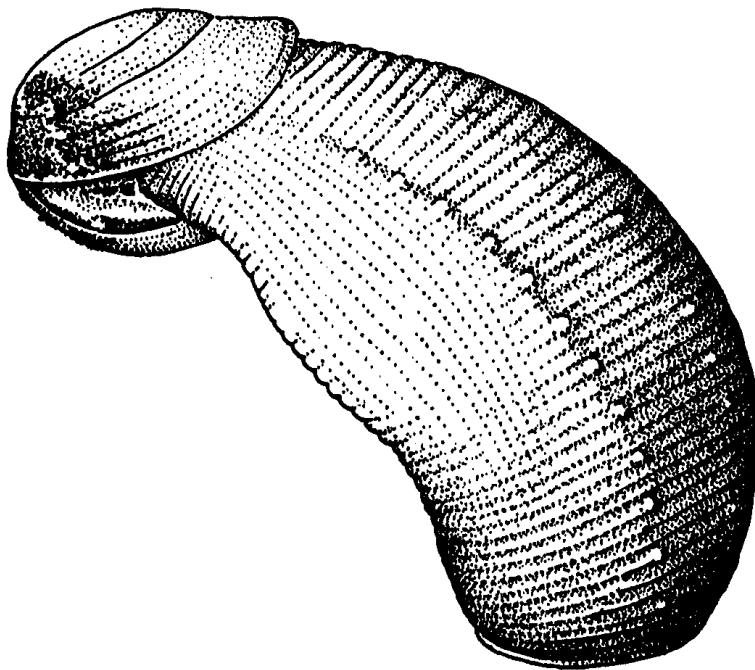
av *A. heteroclita* härrör från Selångersfjärden och Skrängstasjön (Sundsvall). Skrängstasjön är även ena fyndlokalen för *H. marginata* och den andra är Väster-Rännöbodsjön även det i Sundsvalls kommun.

Fyndet av *G. paludosa* är särskilt anmärkningsvärt. Fynd av arten finns enligt Naturhistoriska riksmuseet bara registrerat vid ett tidigare tillfälle i Sverige och det är från ett sjöutlopp i Jämtland år 1939. Arten tycks finnas över en stor del av jorden, men få fynd finns noterade. Arten är svår att känna igen. Bästa kännetecknet är att tarmsäckarna har en annan utformning än på närbesläktade arter. Vid en senare expedition till Bysjön på Ulvön (Örn-sköldsvik) i syfte att hitta fler exemplar kunde arten ej påträffas. En art som ännu ej påträffats i länet men som bör uppmärksammas är *Theromyzon maculosum*. Arten förekommer sparsamt över hela sitt utbredningsområde. Den har påträffats på tre lokaler i Jämtland. Störst chans att träffa på den är sannolikt i rena, välbuffrade vattendrag i länets inre delar.

Iglarnas födoval

Att *P. geometra* enbart påträffats i en sjö och ett vattendrag har sannolikt att göra med att arten lever fastsugen på fisk större delen av sitt liv och

därmed undgår att följa med vid provtagningen. Igelns svenska namn är, passande nog, fiskigel. Iglarna brukar delas in i två grupper beroende på födoval: 1. arter som lever på andra ryggradslösa djur (evertebrater) och 2. arter som suger blod av ryggradsdjur (vertebrater). Den mest kända igeln i grupp 2 är blodigeln *Himdo medicinalis*. Arten är känd för att tidigare ha använts i medicinskt syfte. Arten spreds då aktivt av människan. Arten finns bara kvar på några enstaka platser i Sverige. Närmast rapporterade förekomst är från en tjärn i Hälsingland. Det kan vara på sin plats att nämna detta eftersom en annan art *H. sanguisuga* (hästigel) ofta felaktigt blir kallad blodigel. Båda arterna är mörka och relativt stora men blodigeln har även röda längsgående teckningar på kroppen. Hästigeln, namnet till trots, räknas till grupp 1. Hästigeln kan även äta färsk fisk om det bjuds. Arter av släktet *Erpobdella* äter också företrädesvis evertebrater. Till grupp 1 räknas även *G. complanata*, *G. concolor*, och *H. stagnalis*. De tre sist nämnda arterna är specialiserade på att suga ut kroppsvätskorna ur sina bytesdjur. Till grupp 2 hör *T. tessulatum* (andigel) som suger blod av fåglar, *G. paludosa* som föredrar groddjur medan *H. marginata* föredrar fisk liksom den tidigare nämnda fiskigeln, *P. geometra*.



Glossiphonia complanata, som är länets näst vanligaste igelart, tillhör den grupp av iglar som äter andra ryggradslösa djur. Här kan den ses mumsandes på en ärtmussla. Teckning Eva Engblom.

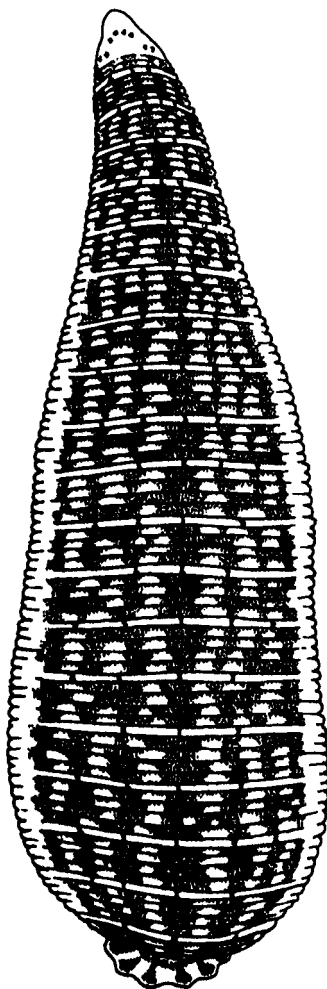
Iglarna och vattenkvalitén

Flera av arterna indikerar bra vattenkvalitet ur försurningsynpunkt. Trots att så många fynd har gjorts av *G. complanata* så har den ej påträffats då alkaliniteten under basflöde är lägre än 0.10. Arten lever till stor del av snäckor som också generellt sett har stora krav på vattnets buffertförmåga (se blötdjur). Andra goda indikatorer på icke surt vatten i länet tycks vara *E. octoculata* och *T. tessulatum*. Båda arterna är bara funna då alkaliniteten under basflöde överstiger 0.08. Arten *A. heteroclita* heter på svenska snäckbroskigel och föredrar även den välbuffrade vatten. Typiskt är att den påträffats i två välbuffrade sjöar. Även de andra arterna som här lever i sin nordliga utkant har påträffats i buffertrika vatten. Det är troligt att dessa arter behöver extra bra vatten för att kunna bilda livskraftiga populationer. En riklig förekomst av *H. stagnalis* är

dock inget bra tecken. Arten har tillsammans med *E. testacea* en förmåga att kunna leva i mycket syrefattiga miljöer. En riklig förekomst kan därför tyda på syrebrist då arten vinner konkurrensfördelar. Tvärtom är det för *P. geometra* som hör till de igelarter som har de största kraven på syretillgång. Den lever därför företrädesvis i rinnande vatten eller på sjöarnas exponerade stränder.

Stillastående eller rinnande vatten?

Viktigaste faktorn som styr iglarnas förekomst tycks vara tillgången på föda. Men iglarna anses generellt föredra sjöar och långsamrinnande vatten före hastigt rinnande vatten som livsmiljö. Detta förklaras till stor del av att få arter har förmågan att vidhäfta sina ägg på substrat så att de unga kan förhindras att spolras iväg.



Erpobdella octoculata påträffades i 17 sjöar och 9 vattendrag och var därmed den tredje vanligaste igelarten. Alla fynd är gjorda i vatten där alkaliniteten överstiger 0,08 under stabil vinterperiod. Teckning Eva Engblom.

Tabell 4. Andel (%) av håvproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99.
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50.
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100.
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79.
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

| Iglarnas habitatval | | | | | | |
|----------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
| <i>H. stagnalis</i> | 29,3 | 46 | 20 | 15,2 | 34,1 | 13,3 |
| <i>G. complanata</i> | 20,2 | 34 | 11 | 11,4 | 36,6 | 1,9 |
| <i>E. octoculata</i> | 15,2 | 18 | 8 | 12,7 | 17,1 | 4,8 |
| <i>H. sanguisuga</i> | 14,1 | 2 | 8 | 6,3 | 2,4 | 0 |
| <i>G. concolor</i> | 10,1 | 6 | 6 | 5,1 | 4,9 | 1,0 |
| <i>T. tessulatum</i> | 10,1 | 2 | 8 | 1,3 | 4,9 | 0 |
| <i>G. com/con</i> | 3,0 | 4 | 2 | 1,3 | 0 | 1,9 |
| <i>Erpobdella sp</i> | 2,0 | 0 | 0 | 2,5 | 0 | 0 |
| <i>E. testacea</i> | 2,0 | 0 | 1 | 1,3 | 0 | 0 |
| <i>H. marginata</i> | 2,0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>A. heteroclita</i> | 1,0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>P. geometra</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 2,4 | 0 |

I tabell 4 kan vi se att det framför allt är två arter som föredrar sjöar före rinnande vatten och det är *H. sanguisuga* och *T. tessulatum*. Arternas val av livsmiljö i sjön tycks dock skilja sig åt på så sätt att *H. sanguisuga* tycks trivas lika bra på exponerad som skyddad strand medan *T. tessulatum* föredrar den mer skyddade stranden. Att *T. tessulatum* föredrar den skyddade stranden förklaras enklast av att arten suger blod av fåglar. Det är naturligtvis större

chans att påträffa andigel i en skyddad och därmed vegetationsrik del av en sjö. De två arterna *H. stagnalis* och *G. complanata* har påträffats i lite större andel i rinnande vatten. Generellt kan sägas att iglarnas förekomst i vattendragen tycks vara knuten till de långsamt rinnande partierna, selen. Endast *H. stagnalis* förekommer i någon nämnvärd omfattning i vattendragens forspartier.

LITTERATUR

Elliott, J. M. 1979. A key to the British freshwater Leeches. Freshwater Biological Association (FBA), No. 40.

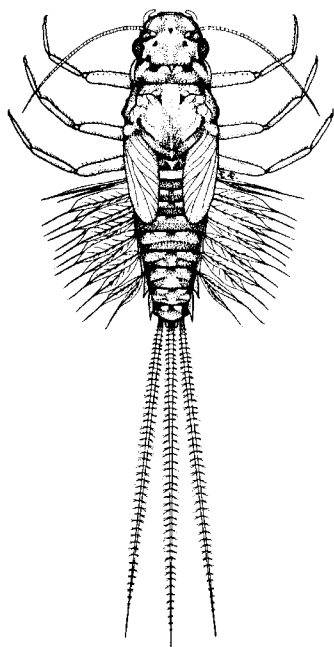
Sawyer, R. T. 1986. Leech biology and behaviour. Volume II Feeding Biology, Ecology and Systematics. Clarendon press, Oxford. ISBN 0-19-857622-6.

Arter/taxa från inventeringen (håvning och snäcksök)

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|-------------------------------------|-------------|------------------|
| Glossiphoniidae | | |
| <i>Theromyzon tessulatum</i> | 10 | 1 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> | 24 | 17 |
| <i>G. concolor</i> | 11 | 3 |
| <i>G. com/con</i> | 3 | 2 |
| <i>G. paludosa</i> | 1 | 0 |
| <i>Alboglossiphonia heteroclita</i> | 2 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | 30 | 23 |
| <i>Hemiclepsis marginata</i> | 2 | 0 |
| Piscicolidae | | |
| <i>Piscicola geometra</i> | 1 | 1 |
| Hirudinidae | | |
| <i>Haemopsis sanguisuga</i> | 21 | 1 |
| Erpobdellidae | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> | 17 | 9 |
| <i>E. testacea</i> | 2 | 0 |
| <i>Erpobdella</i> | 2 | 0 |

komsten påverkas ej av provtagningstidpunkten. Olikstora larver av *C. horaria* är också vanligt under hela perioden trots att larven är ettårig. Detta tyder på att livscykeln inte är nämnvärt synkroniserad.

De fyra sjöarna där fynd av *Caenis luctuosa* noterats är de nordligaste fynden i Sverige. De fyra sjöarna var Navarn (Sundsvall), Västra Vattensjön och Väster-Linsjön (Ånge) samt Storsjön i Kramfors kommun. Arten har även efter inventering påträffats i ytterligare några sjöar. Antingen pågår en expansion av artens utbredningsområde eller också är arten hittills förbisedd. Några av de arter som påträffats i enstaka sjöar är arter som normalt är förknippade med rinnande vatten. De flesta av fynden kan förklaras av att provlokaler är belägna nära ett sjöinlopp eller sjöutlopp. Både provlokaler i Skrängstasjön och Selångersfjärden (Sundsvall) är påverkade av rinnande vatten. I Skrängstasjön fångades *Baetis rhodani* och det ena fyndet av *Nigrobaetis digitatus*. Fynden av *Ephemerella mucronata* och *Parameletus minor* härrör från Selångersfjärden. Fyndet av *Heptagenia dalecarlica* är dock ett "äkta" sjöfynd från Torringen i Ånge kommun. Fynd av *N. niger* i sjöar är extremt ovanligt i Sverige. De tre fynden i inventeringen härrör från prover insamlade från skyddad strand, i Lill-Kärmsjön (Sollefteå) 35 meter, i Strindsjön (Timrå) 90 meter och i Öfjärden (Örnsköldsvik) 150 meter ifrån närmaste rinnande vatten. I vattendragen har 10 arter påträffats i mer än hälften



Leptophlebia vespertina är den vanligaste dagsländedearten i Västernorrlands län. Teckning Eva Engblom.

av de inventerade vattendragen. En av de vanligaste arterna i vattendragen var *L. vespertina* och eftersom det var den mest frekventa arten i sjöarna så är det med största sannolikhet den vanligaste dagsländedearten i länets vatten. Även *H. fuscogrisea*, *A. congener* och *C. luteolum*, *L. marginata* och *E. vulgata* är relativt vanliga i både sjöar och vattendrag.

I vattendragen lever flera arter som enbart är påträffade i rinnande vatten (se vidare tabell 5). Precis som i sjöarna så finns flera exempel på arter som på grund av sin livscykel är underskattade i sin förekomst. De kanske mest påtagliga är sommararterna *Baetis subalpinus*, *Ephemerella ignita*, *Metretopus borealis* och *Heptagenia joernensis*. Åtminstone de tre förstnämnda arterna skulle ha påträffats i betydligt fler vattendrag om prover insamlats något senare. Fyndet av *Baetis buceratus* i Husån Örnsköldsviks kommun är det nordligaste i Sverige. Det gäller även fyndet av *Siphonurus armatus*. Det fyndet är dock en smula märkligt. Arten *S. armatus* är tidigare bara funnen i ett vatten i Södermanland! Den fångade individen från Ulvsjön (Sundsvall) har samma artegna karaktärer som de från Södermanland. Men ett frågetecken är på sin plats tillsvidare eftersom endast en individ påträffades. Vid ett senare besök på lokalen påträffades inga individer. Larvstadiet är mycket kort och det är därför lätt att missa rätt tidpunkt för provtagning. *S. armatus* har i rödlistan bedömts vara missgynnad (NT, Near Threatened).

Stillastående eller rinnande vatten?

Tidigare har nämnts att det är många dagsländedearter som till sin förekomst räknas som reofila d v s föredrar rinnande vatten. I tabell 5 redovisas ett urval av de påträffade dagsländedornas habitatval. De arter som bara påträffats i några enstaka vatten är ej medtagna. Av tabellen framgår att det är endast två av de redovisade arterna som ej påträffats i de inventerade vattendragen, *Cloeon praetextum* och *Caenis luctuosa*. Samtliga fynd av de två arterna har skett på exponerad strand. Till de typiskt sjölevande arterna hör *C. horaria* och *C. inscriptum*. Den förstnämnda trivs mest på exponerad strand medan *C. inscriptum* föredrar skyddad strand. Arten *C. inscriptum* är den dagsländedeart hos oss som klarar sig i vatten med de lägsta syrehalterna och är ensam dagsländedeart i små grunda vegetationsrika dammar.

Antalet påträffade taxa som i sin förekomst är tydligt reofila är 14 stycken. Till dessa hör vattendragens vanligaste arter *B. rhodani* och *N. niger*. Intressant att notera är att resultaten tyder på att *N. niger* är lika vanlig i vattendragens forsar

som i dess sel medan *B. rhodani* är vanligast i forsmiljöerna. Även *H. dalecarlica*, *Baetis fuscatis* /*scambus*, *Alainites muticus*, *Baetis subalpinus*, *Heptagenia sulphurea* och *Paraleptophlebia cincta* tycks föredra forsmiljöerna av de reofila arterna. I ungefär likstora andelar av sel- och forsprover

påträffades *Ephemerella aurivilli*, *E. ignita*, *E. mucronata*, *N. digitatus* och *Ephemera danica*. Resultaten visar också att de arter som är ungefär lika vanliga i sjöar och vattendrag generellt är betydligt vanligare i vattendragens sel än i forsmiljöerna.

Dagsländornas habitatval

| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
|-------------------------|------|----|----|------|------|------|
| <i>L. vespertina</i> | 91,9 | 90 | 90 | 91,1 | 95,1 | 34,3 |
| <i>H. fuscogrisea</i> | 82,8 | 62 | 77 | 75,9 | 73,2 | 12,4 |
| <i>A. congener</i> | 73,7 | 52 | 68 | 45,6 | 63,4 | 1,9 |
| <i>C. horaria</i> | 58,6 | 8 | 24 | 57 | 7,3 | 1,0 |
| <i>L. marginata</i> | 58,6 | 46 | 44 | 48,1 | 46,3 | 13,3 |
| <i>C. inscriptum</i> | 57,6 | 18 | 57 | 12,7 | 22,0 | 0 |
| <i>E. vulgata</i> | 45,5 | 36 | 6 | 48,1 | 34,1 | 6,7 |
| <i>Siphonurus</i> | 39,4 | 38 | 30 | 20,3 | 36,6 | 7,6 |
| <i>C. luteolum</i> | 22,2 | 82 | 8 | 24,1 | 87,8 | 39,0 |
| <i>S. aestivalis</i> | 13,1 | 30 | 13 | 0 | 31,7 | 3,8 |
| <i>S. alternatus</i> | 9,1 | 28 | 7 | 5,1 | 29,3 | 2,9 |
| <i>S. lacustris</i> | 9,1 | 34 | 9 | 2,6 | 36,6 | 5,7 |
| <i>C. praetextum</i> | 6,1 | 0 | 0 | 6,3 | 0 | 0 |
| <i>N. niger</i> | 3,0 | 90 | 3 | 0 | 73,2 | 68,6 |
| <i>C. luctuosa</i> | 4,0 | 0 | 0 | 5,1 | 0 | 0 |
| <i>M. borealis</i> | 3,0 | 14 | 0 | 3,8 | 9,8 | 6,7 |
| <i>B. rhodani</i> | 1,0 | 92 | 0 | 1,3 | 58,5 | 90,5 |
| <i>E. mucronata</i> | 1,0 | 42 | 1 | 0 | 22,0 | 27,6 |
| <i>H. dalecarlica</i> | 1,0 | 56 | 0 | 1,3 | 29,3 | 42,9 |
| <i>N. digitatus</i> | 1,0 | 22 | 0 | 1,3 | 12,2 | 10,5 |
| <i>A. alp/ino</i> | 0 | 10 | 0 | 0 | 4,9 | 6,7 |
| <i>B. fus/sca</i> | 0 | 36 | 0 | 0 | 14,6 | 30,5 |
| <i>A. muticus</i> | 0 | 52 | 0 | 0 | 14,6 | 41,0 |
| <i>Baetis</i> | 0 | 52 | 0 | 0 | 7,3 | 32,4 |
| <i>B. subalpinus</i> | 0 | 34 | 0 | 0 | 14,6 | 28,6 |
| <i>E. danica</i> | 0 | 52 | 0 | 0 | 41,5 | 31,4 |
| <i>E. aurivilli</i> | 0 | 30 | 0 | 0 | 12,2 | 13,3 |
| <i>E. ignita</i> | 0 | 28 | 0 | 0 | 14,6 | 15,2 |
| <i>H. sulphurea</i> | 0 | 64 | 0 | 0 | 22,0 | 45,7 |
| <i>P. cincta</i> | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 4,8 |
| <i>Paraleptophlebia</i> | 0 | 12 | 0 | 0 | 12,2 | 2,9 |

Tabell 5.

Tabellen visar i hur stor andel (%) av hävproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99.

2. Förekomst i vattendrag (%), N=50.

3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100.

4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79.

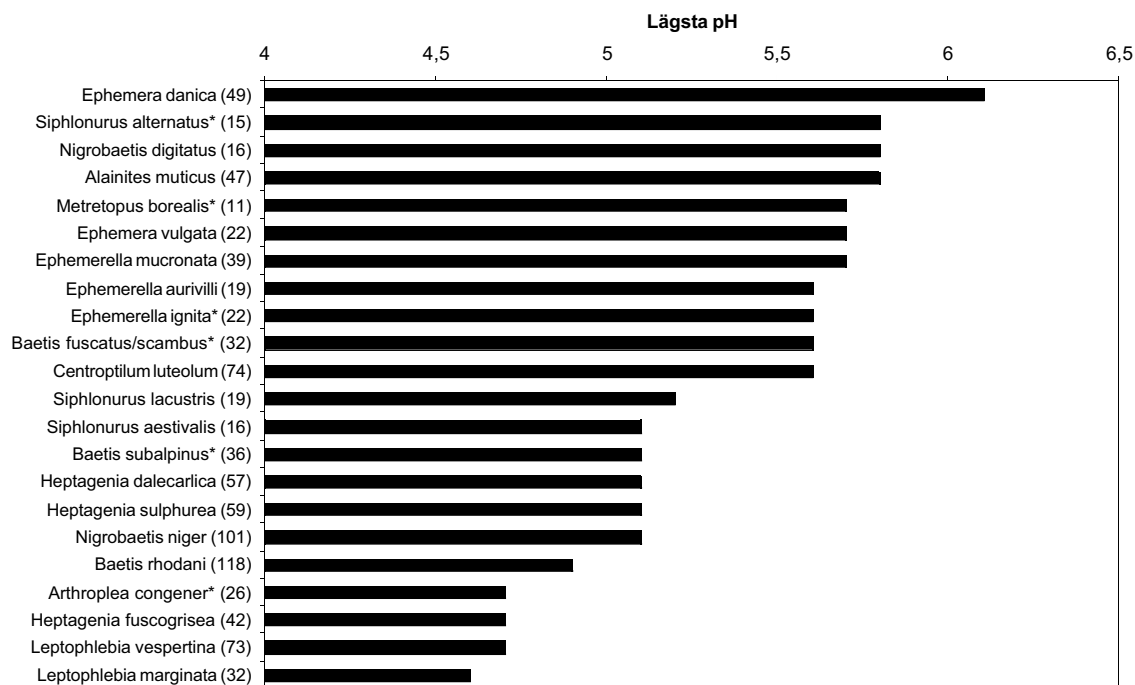
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41

6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

Känslighet mot surt vatten

Dagsländorna har en längre tid brukats flitigt, i både sjöar och vattendrag, som indikatorer på surt vatten (pH). Speciellt i det rinnande vatten har de sin fördel som vattenkemiska indikatorer. Ett vattenprov från en lokal i ett rinnande vatten representerar i sämsta fall endast lokalens vattenkemi vid just den tidpunkt då provflaskan fylls. I nästa stund rinner nytt vatten med i värsta fall annat vattenkemiskt innehåll över lokalen. Men nymferna, som levtt en längre tid under vattenytan, kan påvisa hur de vattenkemiska förhållandena varit under en betydligt längre tidsrymd. Alla bottenfaunaintresserade som ansett sig samlat in ett intressant bottenfaunamaterial från rinnande vatten i kombination med vattenkemiska data brukar vilja redovi-

sa sina påträffade arters pH-tolerans. Vi skall inte vara sämre. Men det är då viktigt att läsaren tittar på uppgifterna genom samma fönster som oss. Det är försommarprover tagna inom en begränsad region av landet. Alla prover är insamlade av samma person. Vattenkemiproverna är lika homogent insamlade och analyserade. Under en treårsperiod lades stor energi ned på att uppmäta lägsta pH i de aktuella vattendragen. Här bör påpekas att under provtagningsåren så var snösmältningsförhållandena ur djurens synpunkt gynnsamma. Normalt sett så skulle lägre pH-värden ha uppmätts i flera svagt buffrade vattendrag och följaktligen borde flera av arterna därigenom förknippats med något lägre pH-värden än vad våra resultat visar (se figur 10).



Figur 10.

Lägsta pH och förekomsten av dagsländor i de 146 lokalerna i vattendragen. Inom parentes anges antalet fyndlokaler. Taxa markerade med * var troligen i äggstadiet under perioden med lägsta pH (vårflod).

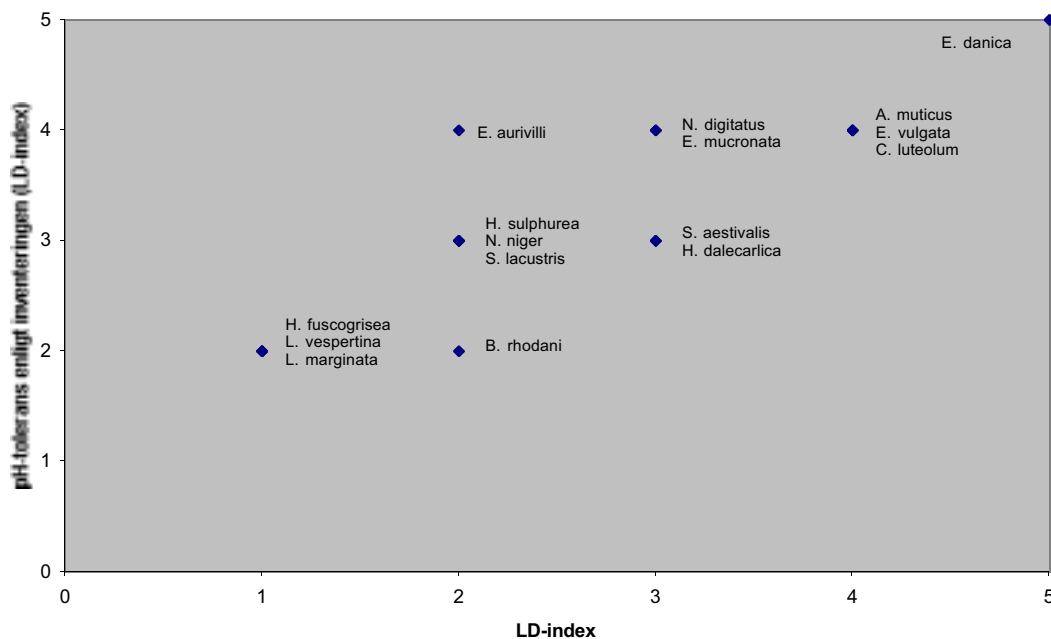
Den utan konkurrens mest genomarbetade och säkraste indikatorlistan för dagsländor i Sverige har tagits fram av Eva Engblom och Pär-Erik Lingdell, Limnodata HB (LD- index). Listan baseras både på fältundersökningar av många tusentals vatten och dessutom på laboratoriestudier. Det är därför intressant att jämföra resultatet av en undersökning i en geografiskt avgränsad del av Sverige mot ett index som skall gälla för hela Sverige. Notera att vi satt varningsflagg * i figur B10 för 6 taxa som vi anser har en osäker relation till lägsta pH, eftersom de på grund av sen larvutveckling inte med säkerhet upplevt provlokalens lägsta pH under snösmältningen. Våra resultat styrker helt klart att det finns en gradient bland dagsländenymferna i dess förmåga att utstå låga pH-värden. Känsligast tycks *E. danica* vara och minst känslig *H. fuscogrisea* och släktet *Leptophlebia*. Detta start och slut på gradienten är identiskt med LD- index.

I LD-index är nymferna indelade i 5 grupper utifrån pH-tolerans.

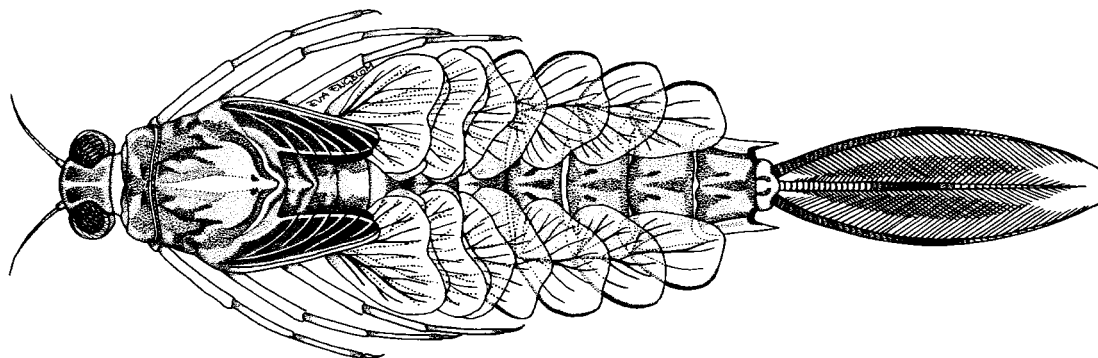
1. innebär att arten tål pH < 4,5
2. anger intervallet 4,5-4,9 som nedre toleransgräns

3. nedre toleransgräns 5,0-5,4
4. nedre toleransgräns 5,5-6,0
5. nedre toleransgräns > 6,0.

I stora drag så är överensstämmelsen god mellan det lägsta pH som arterna påträffats i under inventeringen och det index som arterna är klassificerade i enligt Limnodata HB (Figur B11). Den kanske mest markanta skillnaden är att 9 av de 16 arterna har fått en högre klassificering i inventeringen. En art av de 9, *E. aurivilli*, har klassats två klasser känsligare i inventeringen och de övriga en klass. Ett rikstäckande index kan skilja sig från ett regionalt. En art kan t ex vara mer tolerant för låga pH-värden i centrum av sitt utbredningsområde än i utkanten. Men den mest troliga förklaringen till avvikelserna är nog att endast några små mer eller mindre permanent sura vattendrag uppvisade riktigt låga pH-värden under de för djuren gynnsamma vårfloderna som rådde under inventeringen. Dessutom så skulle naturligtvis ett säkrare resultat erhållits om fler vattendrag undersökts. Resultaten tyder ändå på att vi kan peka ut 4 vanliga dagsländearter som kan fungera som indikatorarter på bra pH-värden i länets vattendrag. De 4 arterna är *E. danica*, *A. muticus*, *E. mucronata* och *C. luteolum*.



Figur 11. Några från inventeringen vanliga dagsländearters pH-tolerans i jämförelse med LD- index (pH-tolerans klassad enligt LD-index).



Siphonurus aestivalis kan påträffas vid sjöarnas skyddade stränder och i vattendragens selmiljöer. Teckning Eva Engblom.

Av de arter som är ungefär lika vanliga i både sjöar och vattendrag bör arterna av släktet *Siphonurus* med arten *S. aestivalis* i spetsen få speciell uppmärksamhet. Arten är starkt knuten till vattendragens sel och dessutom till sjöarnas skyddade stränder. Arten har en snabb larvutveckling strax efter snösmältningen och är särskilt utsatt för det sura smältvattnet. Arten är en mot surt vatten i sjöar känslig art. Då länets miljöanalys genomfördes kunde det konstateras att *S. aestivalis* ej påträffades i sjöar där alkiniteten mitt i sjön understiger 0,08 mekv/l. Detta är inte bra eftersom Sveriges miljöövervakning är uppbyggd så att prover bara skall insamlas från sjöarnas exponerade stränder och från fors miljö. Det innebär att arten obemärkt kan trängas tillbaka. Det är också så att dessa översväm-

ningsmarker radikalt minskat i omfattning i Sverige i takt med att vi människor 'tämjer' våra naturliga vatten.

Andra arter som troligen redan gått tillbaka kraftigt av de nämnda orsakerna är de båda arterna av släktet *Parameletus*, varav *P. chelifer*, som tål surt vatten bättre än *P. minor*, främst drabbats av bristen på översvämningssmark. I inventeringen har bara två fynd gjorts av *Parameletus*, en av vardera arten, vilket är anmärkningsvärt. Det tycks finnas ytterligare en art i inventeringen som är knuten till selmiljön och det är de småväxta och därmed icke artbestämda *Paraleptophlebia*. Lokalerna bör återbesökas vid en något senare tidpunkt på året för att fastlä vilken art det rör sig om.

LITTERATUR

Ahlström, J. m fl. 1995: Försumning av små vattendrag i Norrland. Naturvårdsverket. Rapport 4343. ISBN 91-620-4343-9.

Engblom, Eva., 1996: Ephemeroptera, Mayflies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 13-53. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).

Länsstyrelsen i Västernorrlands län, 1996: Miljöstrategi för Västernorrlands län. Miljöanalys. Remissupplaga. Stencil, Länsstyrelsen i Västernorrlands län.

Arter/taxa från inventeringen

| ART/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|-----------------------------|-------------|------------------|
| Baetidae | | |
| Baetis buceratus | 0 | 1 |
| B. fuscatus/scambus | 0 | 18 |
| B. muticus | 0 | 26 |
| B. rhodani | 1 | 46 |
| B. subalpinus | 0 | 17 |
| Baetis | 0 | 26 |
| Centroptilum luteolum | 22 | 41 |
| Cloeon inscriptum | 57 | 9 |
| C. praetextum | 6 | 0 |
| Nigrobaetis digitatus | 1 | 11 |
| N. niger | 3 | 45 |
| Procloeon bifidum | 0 | 1 |
| Ameletidae | | |
| Ameletus alpinus/inopinatus | 0 | 5 |
| Siphonuridae | | |
| Parameletus chelifer | 0 | 1 |
| P. minor | 1 | 0 |
| Siphonurus aestivalis | 13 | 15 |
| S. alternatus | 9 | 14 |
| S. armatus | 0 | 1 |
| S. lacustris | 9 | 17 |
| Siphonurus | 39 | 19 |
| Metretopodidae | | |
| Metretopus alter | 0 | 1 |
| M. borealis | 3 | 7 |
| Heptageniidae | | |
| Arthroplea congener | 73 | 26 |
| Ecdyonurus joernensis | 0 | 3 |
| Heptagenia dalearlica | 1 | 28 |
| H. fuscogrisea | 82 | 31 |
| H. sulphurea | 0 | 32 |
| Leptophlebiidae | | |
| Leptophlebia marginata | 58 | 23 |
| L. vespertina | 91 | 45 |
| Leptophlebia | 0 | 8 |
| Paraleptophlebia cincta | 0 | 4 |
| Paraleptophlebia | 0 | 6 |
| Ephemeridae | | |
| Ephemera danica | 0 | 26 |
| E. vulgata | 45 | 18 |
| Ephemera | 1 | 4 |
| Ephemerellidae | | |
| Ephemerella aurivilli | 0 | 15 |
| E. ignita | 0 | 14 |
| E. mucronata | 1 | 21 |
| Ephemerella | 0 | 4 |
| Caenidae | | |
| Caenis horaria | 58 | 4 |
| C. luctuosa | 4 | 0 |
| C. rivulorum | 0 | 2 |

BÄCKSLÄNDOR

Av de 18 taxa som insamlades under inventeringen så återfanns alla i vattendragen medan endast 6 taxa påträffades i de inventerade sjöarna. I medeltal insamlades 6,2 taxa i vattendragen och endast 0,7 i sjöarna. Flest taxa insamlades i Saluån (Örnsköldsvik) och Loån (Kramfors) med vardera 10 taxa. *Nemoura cinerea* var vanlig i både sjöar och vattendrag och är troligen länets vanligaste bäckslända. I 4 vattendrag påträffades den betydligt exklusivare arten *Dinocras cephalotes*. En art som kräver både rent och icke surt vatten. De två vanligaste arterna i sjöarna, *N. cinerea* och *Nemurella picteti*, förekommer frekvent i vattendragens selmiljöer än i forslokaler.

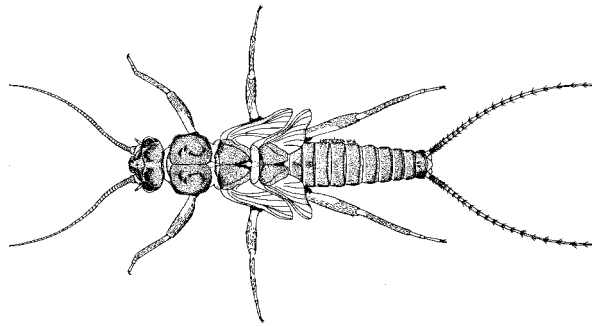
Flest bäcksländearter finner man i väl syresatt rinnande vatten. Störst antal arter i sjöar påträffas i kallare och därmed syrerikare sjöar i nordligaste Sverige och i sjöar på högre höjd. I Sverige har totalt 37 arter påträffats. Bäcksländorna har 3 utvecklingsstadier; ägg, larv och vuxen. Utvecklingen är därmed skofullständig. Nästan alla arter har en ettårig livscykel. Både ägg och larvstadiet kan variera i längd beroende på temperaturen. I nordliga områden med låga vattentemperaturer kan en livscykel som normalt är ettårig för en art bli tvåårig. Det är noterat hos *Nemurella picteti*. De flesta av bäcksländearterna förekommer som larver under vintern. Under larvutvecklingen genomgår larven från 10-15 larvstadier upp till 30-35 beroende på art. Dessa larver kläcker sedan ut från senvinter till försommar. De tidigaste arterna kan tillväxa under vintern trots det kalla vattnet. Några hos oss vanliga arter, *Leuctra fusca* och *Leuctra digitata* förekommer som ägg under vintern. Deras larver har en betydligt kortare tillväxtperiod och kläcker ut till vuxna redan samma sommar. Då larverna är färdigväxta söker de sig mot stranden eller mot stenar och som sticker upp ovanför vattenytan där de kryper upp. Skalet på den färdigväxta larven spricker upp på ryggen och ut kryper den vuxna sländan. Det kvarlämnade skalet kan hittas på stenar, brofundament etc längs vattendragen ibland i ganska rikliga förekomster. De vuxna individerna anses sällan röra sig långt från vattnet. Men t ex *Nemoura cinerea* har under inventeringen åtskilliga gånger påträffats flera hundra meter från närmaste vatten och i Danmark har spridningsavstånd på 5-10 km för honor av *Leuctra*

fusca dokumenterats. De vuxna djuren kan kommunicera med varandra genom artspecifika trumsignaler. Honorernas ägg deponeras i regel direkt i vattnet.

Bäcksländorna delas in i Systelognatha och Euholognatha. De Systelognatha arterna är till största delen rovdjur medan Euholognatha konsumerar dött organiskt material, detritus. De Euholognatha arterna utgör en mycket viktig ekologisk grupp. I mindre vattendrag i skogen där solljuset har svårt att nå ned tillförs vattnet sin huvudsakliga energi via döda växtdelar som ramlar ned i vattnet. För att detta detritus skall kunna komma t ex bäcköringen tillgodo så måste materialet bearbetas så att det kan utnyttjas i bäckens näringskedja. Den första sönderdelningen av de i småbäckarna nedsinglade höstlöven sker till största delen av dessa larver tillsammans med en del nattsländelarver. Många av bäcksländearterna kan därför påträffas i syrerika, mindre vattendrag.

Andel av bottenfaunasamhället

Under inventeringen har 18 taxa påträffats. Samtliga förekom i de inventerade vattendragen medan bara 6 taxa insamlades från länets sjöar. Av det totala antalet individer som insamlades utgjorde bäcksländornas andel i sjöarna 0,8 % och i vattendragen 6,4 %. Andelen taxa av det totala antalet var 2,6 % i sjöarna och 7,5 % i vattendragen. Störst andel taxa insamlades i vattendragens forsmiljöer (10 %) och minst i sjöarnas skyddade stränder (2,4 %). I medeltal påträffades 6,2 taxa per vattendrag och endast 0,7 i sjöarna. I 42 sjöar fångades inte en enda bäckslända. Fler än två taxa insamlades bara i Skrängstasjön (Sundsvall) (4 st). Detta avvikande resultat kan lätt förklaras av att provlokalen låg nära sjöns utlopp och var därmed direkt påverkad av rinnande vatten. Flest taxa i vattendragen insamlades i Saluån (Örnsköldsvik) och Loån (Kramfors) med 10 vardera. I två vattendrag, Svedjeån (Kramfors) och Forsån (Örnsköldsvik) påträffades 9 taxa. Saluån är ett av de suraste vattendragen i länet som har någon nämnvärd storlek och är belägen kustnära. I Lafsån som är en av länets mest välbuffrade vattendrag och belägen i inlandet insamlades 8 taxa. Motsvarande motsägelser finns bland de bäcksländefattigaste vattendragen. Gålsjöbäcken (Kramfors) (3 taxa) sur liten kustnära bäck och Harrån (Ånge) (5 taxa) extremt kalkrik inlandså. Med resultaten från inventeringen



Nemoura cinerea är länets vanligaste bäckslända. Teckning Eva Engblom

går det ej att med någon styrka spekulera i något övergripande mönster för vad som styr bäcksländornas artrikedom. Resultaten från inventeringen visar dock att alltför blockrika miljöer i vattendragen begränsar antalet förekommande arter (se tabell 28 i kapitlet 'Vad påverkar artrikedom'). Bäcksländorna vill ha syrerika vattendrag. Sannolikt så är ur den aspekten våra vattendrag tämligen likvärdiga. I t ex Danmark utgör bäcksländorna en viktig indikatorgrupp på vattnets kvalitet ur aspekten näringshalt och syrebrist.

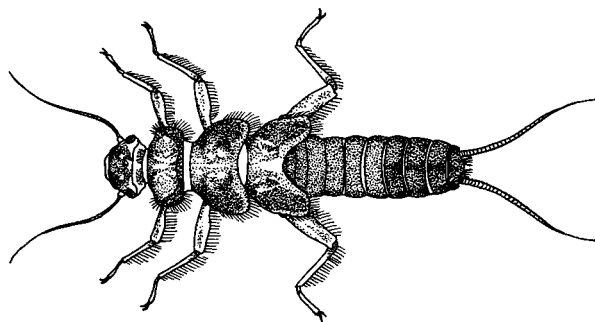
Vanliga och ovanliga arter

Bara en av bäcksländearterna förekommer i mer än hälften av sjöarna och det är *Nemoura cinerea*. Arten är även mycket vanlig i vattendragen och är med stor sannolikhet länets vanligaste art. Egentligen kan man nog bara räkna med att påträffa den och *Nemurella picteti* i rena sjöprover. I "Stoneflies of Fennoscandia and Denmark" (Lillehammer, 1988) anges att de två mest noterade arterna i stillastående vatten är *Nemoura viki* i norra och *N. dubitans* i södra delen av området. I denna region i mellersta Sverige tycks *N. cinerea* vara den som är vanligast. Vi har noterat då proverna bearbetas att karaktärerna på *N. cinerea* uppvisar en betydande inomartsvariation. De enstaka fynden av

de andra arterna i sjöarna kan genomgående förklaras av att lokalerna är påverkade av rinnande vatten.

Betydligt flera arter är vanligt förekommande i länets vattendrag. Förutom *N. cinerea* så har fem arter påträffats i mer än hälften av vattendragen, *Isoperla grammatica*, *Amphinemura borealis*, *Amphinemura sulciollis*, *Siphonoperla burmeisteri* och *Leuctra digitata*. Om provtagningen skett en månad tidigare hade troligen även *Taeniopteryx nebulosa*, *Protonemura meyeri* och *Leuctra hippopus* förekommit i motsvarande mängd vattendrag. Arter som troligen är underskattade på grund av att de har en senare larvutveckling är *Leuctra fusca* och trots alla fynd även *L. digitata*.

En art som däremot verkar vara så ovanlig som inventeringen visar är *Dinocras cephalotes*. Den är bara funnen i fyra av vattendragen. Arten är mycket exklusiv i sin förekomst då den bara påträffas i rena och icke sura vattendrag. Ett fynd av arten indikerar alltid förekomst av mycket höga naturvärden i övrigt. De fyra vattendragen i inventeringen är Länsterån, Viskansbäcken och Vattenån i Ånge kommun, Navarån (Sundsvall). Det uppströms tagna provet från Navarån var särdeles rikt



Dinocras cephalotes är en stor rolevande bäckslända som bara påträffas i rena och icke sura vattendrag. Arten insamlades i 4 av de 50 inventerade vattendragen. Teckning Eva Engblom

på arten. *D. cephalotes* är rovlivande och är vår största bäckslända. Arten har en flerårig livscykel och ända upp till 5 årig livscykel har registrerats från Norge. *D. cephalotes* har invandrat söderifrån och deras ägg har den egenheten att de kräver 10-12 grader celsius för att påbörja sin utveckling. En annan av de påträffade arterna som troligtvis också är kräsen i sin förekomst är *Capnopsis schilleri*. Arten har ett speciellt beteende då den snabbt gräver ned sig i sand då den blivit blottlagd. Arten påträffas liksom *D. cephalotes* ej i sura vatten. Varför *C. schilleri* ej påträffats i fler vattendrag än Slådbäcken Alnön (Sundsvall) är en gåta. Till viss del så kan det förklaras av att arten förknippas med små sandiga vattendrag i sin förekomst. En typ av vattendrag som varit dåligt representerad i inventeringen. I samband med fågelstudierna i Yttre

Lemesjön (Örnsköldsvik) sågs en stor bäckslända krypandes på en sten vid stranden. Det visade sig vara en art som heter *Diura bicaudata*. Eftersom arten ej påträffats i samband med ordinarie bottenfaunaprovtagning redovisas fyndet endast på detta sätt. Arten är nordligare än *D. nanseni* i sin förekomst och speciellt sjöfynd så långt söderut får betecknas som anmärkningsvärt.

Stillastående eller rinnande vatten?

I tabell 6 kan vi se att de två vanligaste arterna som finns i sjöar icke förvånande tycks föredra vattendragens selmiljö. Alla andra arter har påträffats i förhållandevis fler fors än selprover vilket stämmer väl med litteraturen. De arter som tydligast föredrar fors före sel är arter av släktet *Isoperla*, *D. nanseni* och *Brachyptera risi*.

Tabell 6. Andel (%) av håvproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

Bäcksländornas habitatval

| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
|-----------------------|------|----|----|------|------|------|
| <i>N. cinerea</i> | 56,6 | 78 | 46 | 31,6 | 70,7 | 41,0 |
| <i>N. picteti</i> | 7,1 | 18 | 5 | 1,3 | 14,6 | 3,8 |
| <i>D. cephalotes</i> | 0 | 8 | 0 | 0 | 2,4 | 3,8 |
| <i>L. hippopus</i> | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 4,8 |
| <i>A. standfussi</i> | 0 | 14 | 0 | 0 | 2,4 | 7,6 |
| <i>L. fusca</i> | 0 | 12 | 0 | 0 | 2,4 | 6,7 |
| <i>Amphinemura</i> | 0 | 12 | 0 | 0 | 4,9 | 4,8 |
| <i>L. nigra</i> | 0 | 18 | 0 | 0 | 4,9 | 9,5 |
| <i>P. meyeri</i> | 0 | 18 | 0 | 0 | 9,8 | 10,5 |
| <i>Leuctra</i> | 0 | 20 | 0 | 0 | 9,8 | 6,7 |
| <i>B. risi</i> | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 23,8 |
| <i>D. nanseni</i> | 0 | 34 | 0 | 0 | 2,4 | 18,1 |
| <i>Isoperla</i> | 0 | 34 | 0 | 0 | 2,4 | 19,0 |
| <i>L. digitata</i> | 0 | 60 | 0 | 0 | 22,0 | 41,0 |
| <i>S. burmeisteri</i> | 1,0 | 62 | 1 | 0 | 29,3 | 36,2 |
| <i>A. sulcicollis</i> | 1,0 | 72 | 0 | 0 | 24,4 | 54,3 |
| <i>A. borealis</i> | 3,0 | 92 | 1 | 1,3 | 65,9 | 81,9 |
| <i>I. grammatica</i> | 0 | 92 | 0 | 0 | 31,7 | 89,5 |

Arter/taxa från inventeringen

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|--------------------------|-------------|------------------|
| Perlodidae | | |
| (Diura bicaudata) | 1 | 0 |
| Diura nanseni | 0 | 17 |
| Diura | 0 | 1 |
| Isoperla grammatica | 0 | 46 |
| Isoperla | 0 | 17 |
| Perlidae | | |
| Dinocras cephalotes | 0 | 4 |
| Chloroperlidae | | |
| Siphonoperla burmeisteri | 1 | 31 |
| Taeniopterygidae | | |
| Taeniopteryx nebulosa | 0 | 1 |
| Brachyptera risi | 0 | 16 |
| Nemouridae | | |
| Amphinemura borealis | 3 | 46 |
| A. standfussi | 0 | 7 |
| A. sulcicollis | 1 | 36 |
| Amphinemura | 0 | 6 |
| Nemoura avicularis | 0 | 1 |
| N. cinerea | 56 | 39 |
| Nemoura | 0 | 6 |
| Nemurella picteti | 7 | 9 |
| Protonemura meyeri | 0 | 9 |
| Capniidae | | |
| Capnopsis schilleri | 0 | 1 |
| Leuctridae | | |
| Leuctra digitata | 0 | 30 |
| L. fusca | 0 | 6 |
| L. hippopus | 0 | 5 |
| L. nigra | 1 | 9 |
| Leuctra | 0 | 10 |

LITTERATUR

Brinck, P. 1952. Bäcksländor, Plecoptera. -Svensk Insektsfauna 15:1-126.

Brittain, John E. & Saltveit, Svein Jakob, 1996: Plecoptera, Stoneflies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 55-75. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1)

Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. -Fauna ent. scand. 21, 165 pp.

TROLLSLÄNDOR

Under inventeringen har 17 av i Sverige totalt 57 förekommande arter påträffats. Trollsländorna utgjorde en liten andel av inventeringens alla djur. I sjöarna var andelen 2,4 % och i vattendragen endast 0,4 %. Individrikaste biotoperna var sjöarnas skyddade stränder och vattendragens sel. Flest taxa insamlades i Mingen (Sundsvall), där 9 taxa påträffades. De tre artrikaste vattendragen var Bjässjöån och Tälglättån (Sundsvall) samt Viskansbäcken (Ånge). Sannolikt är *Somatochlora metallica* den vanligaste trollsländartarten i länet. *Leucorrhinia pectoralis* hade tidigare ej påträffats så långt norrut i Sverige. Två arter påträffades enbart i rinnande vatten. Det var flicksländan *Calopteryx virgo* och den egentliga trollsländan *Cordulegaster boltonii*.

I Sverige har 57 arter trollsländor påträffats. Trollsländorna delas in i två underordningar, Zygoptera och Anisoptera. Zygoptera, jungfru- och flicksländor, är slankare, mindre och har gälblad i bakkroppsspetsen. Anisoptera, egentliga trollsländor, är grövre, större och saknar yttre gälblad. Av de i Sverige påträffade 57 arterna så är 20 jungfru- och flicksländor och 37 egentliga trollsländor. Trollsländornas utveckling är ofullständig och består av tre olika stadier; ägg, larv och vuxen. Arterna kan delas in efter två huvudsakliga livscykelstrategier. Dels arter som är strikt ettåriga med övervintring som ägg eller vuxen och dels arter som övervintrar i larvstadiet (även ägg) men vars utveckling mer eller mindre styrs av de lokala förhållandena. De flesta arterna hör till den senare kategorin. Trollsländorna är typiskt värmeföredragande djur och någon egentlig larvtillväxt sker ej om vattentemperaturen understiger 10 grader. Från nordligaste Sverige finns exempel på 5-årig larvutveckling av arten *Aeshna juncea*. Larverna är rovdjur och äter det de kommer över. I fisktomma vatten tillhör ofta trollsländor tillsammans med stora dykare översta trappsteget i näringskedjan. Byten fångar de med sin till ett sofistikerat fångstorgan omvandlade underläpp. Längst fram på fångstorganet finns en "griptång" som kan hålla fast bytet. Fångstorganet är ledat och kan efter att ha kastats ut och gripit tag i bytet vikas in mot huvudet. Gripdelen längst fram täcker mer eller mindre larvens huvud som en mask och fångstorganet kallas därför fångstmask.

Mycket god flygare

Under larvutvecklingen byter larven sitt yttre skelett (skinn) 9-15 ggr huvudsakligen beroende på art. Då larven är färdigutvecklad kryper den upp ovanför vattenytan och sitter stilla medan den torkar och övergår till luftandning. Huden spricker och ut kommer så småningom en av insektsvärldens bästa flygare. Då vattentemperaturen stigit på försommaren och det är bra väder är denna kläckning ofta samtida för en arts larver och på några dagar blir sländan då vanligt förekommande i terrängen. Trollsländan har 4 vingar som den kan hantera på ett mästertligt sätt. Med sin skickliga flygförmåga kan den lätt kolonisera nya lämpliga vatten. Det är t o m så att det mer eller mindre regelbundet sker stora migrationer då hela populationer flyttar långväga. Speciellt känd för sådana förflyttningar av våra arter är *Libellula quadrimaculata*. Detta är dock ett ovanligt fenomen i Sverige men det finns en uppgift som säger att det den 24 juli 1883 under en halvtimmes tid passerat stora mängder över Malmö stad på väg österut. Sina byten (mest flugor och myggor) tar den i luften då den med sina facettögon registrerat en rörelse på lämpligt avstånd. Om inte bytet är för stort så äts det i flykten. Hanarna skaffar sig mer eller mindre tydligt avgränsade revir som de patrullerar om de inte är på födosök. Då en villig hona uppträder sätter hanen sig på henne och de bildar tillsammans ett parningshjul vars form passande nog lik-



Trollsländan hör till de insekter som har en sk ofullständig utveckling. På bilden kan vi se en snart flygfärdig trollslända som nyligen krypitt ut ur larvskinet.

Foto Oskar Norrgrann.

nar ett hjärta. Efter parningen så följer antingen hanen honan till en lämplig äggläggningsplats eller så ger han sig direkt ut för att sprida sina gener till fler honor. Då hanen följer honan så kan det ske sammankopplade i tandem och då skall rörelsen hos 4 vingpar samordnas! Äggen läggs antingen gömt inne i t ex en vattenväxt med hjälp av en äggledare eller så droppas äggen på lämpliga ställen av de arter som saknar denna.

Andel av bottenfaunasamhället

I inventeringen har totalt 16 taxa påträffats, 12 i sjöarna och 11 i vattendragen. Trollsländorna utgjorde en liten del av de insamlade djuren i inventeringen. I sjöarna utgjorde andelen 1,8 % av alla insamlade djur och i vattendragen endast 0,4 %. Sin viktigaste förekomst av bottenfaunasamhället hade trollsländorna i sjöarnas skyddade strand där andelen var 2,4 %. Trollsländornas andel av inventeringens alla taxa var i sjöar 6,0 % och i vattendragen 5,0 %. Även här utgjorde sjöns skyddade strand den viktigaste miljön. I medeltal insamlades 2,8 taxa i sjöarna och 2,2 från vattendragen. Flest taxa (9 st.) insamlades från den vegetationsrika och kustnära Mingen (Sundsvall). I Inner-Hundsjön (Kramfors) och Helgumsjön (Sollefteå) insamlades 7 taxa. Märkligt nog så saknade hela 12 sjöar i inventeringen fynd av trollsländor. Det finns egentligen ingen anledning till att trollsländor skulle saknas i någon av de inventerade sjöarna. Flest taxa i vattendragen påträffades i Bjässjön och Tälglättån (Sundsvall) och Viskansbäcken (Ånge) med vardera 8 taxa. Av vattendragen saknades trollsländor i 8 stycken. Flera av dessa var vattendrag som saknar selmiljöer.

Vanliga och ovanliga arter

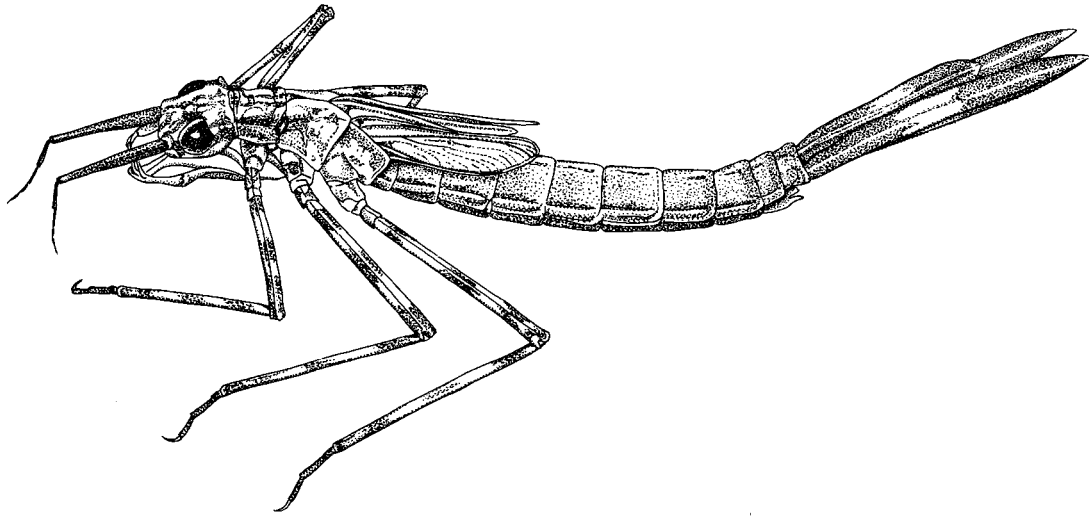
Två arter, *Aeshna grandis* och *Somatochlora metallica*, har påträffats i c a hälften av alla sjöar. Båda dessa hör till gruppen egentliga trollsländor. Av flicksländorna har arten *Erythromma najas* påträffats i flest sjöar. I vattendragen har 3 arter, *Calopteryx virgo*, *S. metallica* och *Cordulegaster boltonii*, påträffats i störst antal. Mycket tyder på att *S. metallica* är den vanligaste i länets sjöar och vattendrag. Arterna *C. virgo* och *C. boltonii* är bara påträffade i vattendragen. De är karaktärsarter för rena och friska vattendrag med beskuggande träd och buskar. Två intressanta arter som påträffats i de inventerade vattendragen är *Pyrrhosoma nymphula* och *Onychogomphus forcipatus*. Arten *P. nymphula* påträffades i Bjässjöns (Sundsvall) och Loåns (Kramfors) selprov. Arten är så här långt norrut mycket ovanlig. Flodtrollsländan *O. forcipatus* förekommer i bäckar och åar i skogslandskapet i södra Sverige upp till

Dalarna samt i nordöstra Norrbotten. Fyndet av *O. forcipatus* i Tälglättån (Sundsvall) tillsammans med fynd som gjorts av författaren i Galtströmmen (ej med i vattendragsinventeringen), också det i Sundsvalls kommun, bidrar därmed till att täppa igen artens utbredningslucka. I sjöarna är fyndet av *Leucorrhinia pectoralis* i Mingen (Sundsvall) det nordligaste i Sverige. Anmärkningsvärt är de få fynden av *L. quadrimaculata*. Arten anges i litteraturen som mycket vanlig i hela landet förutom fjällkedjan och förekommer vid alla slags stillastående vatten! Andra arter som saknas, men helt säkert finns är *Lestes sponsa*, *Sympetrum danae*, *Coenagrion johanssoni* och *Aeshna caerulea*. De två förstnämnda är ettåriga och kan ha förekommit som ägg medan de två senare föredrar kärr och myrgölar. Om prover tagits i fler mindre vattensamlingar skulle sannolikt flera av arterna ha påträffats. Tyvärr användes en karaktär vid diagnosticeringen av *Coenagrion hastulatum* som sedermera även visade sig passa för *C. armatum* vilket innebär att arterna slogs ihop. Någon ytterligare genomgång av materialet har ej gjorts.

Stillastående eller rinnande vatten?

I tabell 7 redovisas trollsländornas förekomst fördelat på de olika provtagna miljöerna. Av tabellen framgår att det för de flesta arterna är en betydande övervikt för förekomst i sjöar före vattendrag. Från det mönstret avviker endast *S. metallica* och de två strikt till rinnande vatten knutna arterna *C. virgo* och *C. boltonii*. I princip är mönstret detsamma vid en jämförelse mellan skyddad strand och exponerad strand. Alla arterna föredrar tydligt den skyddade stranden utom möjligen *S. metallica* och flicksländan *Enallagma cyathigerum*. Orsaken till att trollsländorna påträffas mestadels på de skyddade stränderna i de inventerade sjöarna har till stor del att göra med placeringen av äggen. Många av arterna lägger sina ägg inuti växtstjälkar. Arterna tycks till stor utsträckning ha sina favoritväxter. Larverna hamnar då i en gynnsam miljö där det råder god tillgång på föda. I det grunda stillastående skyddade vattnet sker en snabb uppvärmning av vattnet på våren som gynnar tillväxten. Vid ett flertal tillfällen har under inventeringen rikligt med larver påträffats alldeles vid strandkanten där de gärna sitter på undersidan av ilandflutna och av solen uppvärmda brädor.

I vattendragen så kan man i stort sett bara räkna med att finna de 3 i vattendragen vanligaste arterna i ren forsmiljö. De flesta av sjöarterna som även påträffats i vattendragen lever uteslutande i vattendragens selområden där vattenvegetation finns. Av



Jungfrusländan *Calopteryx virgo* är helt knuten till rinnande vatten. De grönblåvingade hannarna utgör en mycket vacker syn under sommaren då de kan ses flygande längs våra bäckar och åar. Teckning Eva Engblom. Foto Oskar Norrgrann.

de två reofila arterna så föredrar jungfrusländan *C. virgo* ett liv i selmiljö medan kungstrollsländan *C. boltonii* förekommer i lika andelar mellan sel och fors. Jungfrusländan vill ha vattenväxter då den

skall lägga sina ägg medan kungstrollsländans hona med sin äggledare sticker ned sina ägg i bottenstratet.

Tabell 7. Andel (%) av håvproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

Trollsländornas habitatval

| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
|----------------|------|----|----|------|------|------|
| A. grandis | 52,5 | 22 | 44 | 13,9 | 24,4 | 2,9 |
| S. metallica | 47,5 | 58 | 30 | 24,1 | 61,0 | 11,4 |
| Coenagrion | 32,3 | 6 | 31 | 2,5 | 7,3 | 0 |
| E. najas | 30,3 | 2 | 26 | 6,3 | 2,4 | 0 |
| C. arm./has. | 27,3 | 8 | 28 | 1,3 | 9,8 | 0 |
| A. juncea | 26,3 | 8 | 25 | 1,3 | 9,8 | 0 |
| E. cyathigerum | 22,2 | 0 | 19 | 11,4 | 0 | 0 |
| Coenagrionidae | 18,2 | 10 | 17 | 2,5 | 12,2 | 0 |
| C. aenea | 17,2 | 2 | 14 | 5,1 | 0 | 1,0 |
| L. rubicunda | 14,1 | 2 | 12 | 0 | 2,4 | 0 |
| L. dubia | 5,1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| C. virgo | 0 | 60 | 0 | 0 | 51,2 | 24,8 |
| C. boltonii | 0 | 50 | 0 | 0 | 24,4 | 26,7 |

Litteratur

Norling, U & Sahlen, G., 1997: Odonata, Dragonflies and Damselflies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 13-65. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).

Sahlen, G. 1985. Sveriges trollsländor (Odonata). Bestämningsbok till Sveriges trollsländor. Utgiven av fältbiologerna. ISBN 91-85094-21-8.

Sandhall, Å. 1987. Trollsländor i Europa. ISBN 91-86448-18-8.

Arter/taxa från inventeringen

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|-------------------------------|-------------|------------------|
| ZYGOPTERA | 5 | 1 |
| Calopterygidae | | |
| Calopteryx virgo | 0 | 30 |
| Coenagrionidae | 18 | 5 |
| Pyrrhosoma nymphula | 0 | 2 |
| Erythromma najas | 30 | 1 |
| Coenagrion armatum/hastulatum | 27 | 4 |
| Enallagma cyathigerum | 22 | 0 |
| Coenagrion sp | 32 | 3 |
| ANISOPTERA | 15 | 0 |
| Aeshnidae | | |
| Aeshna juncea | 26 | 4 |
| A. grandis | 52 | 11 |
| Aeshna | 3 | 1 |
| Gomphidae | | |
| Onychogomphus forcipatus | 0 | 1 |
| Cordulegastridae | | |
| Cordulegaster boltoni | 0 | 25 |
| Corduliidae | | |
| Cordulia aenea | 17 | 1 |
| Somatochlora arctica | 2 | 0 |
| S. metallica | 47 | 29 |
| Somatochlora | 1 | 0 |
| Libellulidae | 3 | 0 |
| Leucorrhinia dubia | 5 | 0 |
| L. rubicunda | 14 | 1 |
| L. pectoralis | 1 | 0 |
| Leucorrhinia | 3 | 0 |
| Libellula quadrimaculata | 2 | 0 |

SKINNBAGGAR

Skinnbaggarna delas in i ytvattenlevande (Gerromorpha) och undervattenlevande (Nepomorpha). Totalt i inventeringen insamlades 23 taxa fördelade på 8 Gerromorpha och 15 Nepomorpha. I medeltal påträffades 3,0 taxa i sjöarna och 2,4 i vattendragen. Buksimmarna var den artrikaste gruppen. De två vanligaste arterna bland buksimmarna i länet är sannolikt *Cymatia borsdorffi* och *Sigara fossarum* och den vanligaste skraddaren *Gerris lacustris*. De två fynden av skraddaren *Aquarius najas* i Tälglättån och Fanbyån (Sundsvall) är de nordligaste i landet. Skraddaren *Gerris lateralis* påträffades enbart i rinnande vatten.

Skinnbaggarna delas in i 2 grupper efter levnadssätt. En grupp av skinnbaggar lever på vattenytan (ytvattenlevande; Gerromorpha) och en nere i vattnet (undervattenlevande; Nepomorpha). Den kanske mest kända ytvattenlevande skinnbaggen är skraddaren (Gerridae) som förekommer vanligt längs sjöarnas mer skyddade stränder. Till gruppen hör även vattenspringare (Mesoveliidae), vitmosseskinnbaggar (Hebridae), vattenmätare (Hydrometridae) och bäcklöpare (Veliidae). Till de undervattenlevande hör vattenscorpion (Nepidae), vattenbärfis (Aphelocheiridae), vattenbi (Naucoridae), ryggsimmare (Notonectidae och Pleidae) och buksimmare (Corixidae). I Sverige har 19 ytvattenlevande och 45 undervattenlevande arter påträffats. Artrikaste familjen är buksimmarna med 35 arter.

Skinnbaggarnas utveckling efter äggstadiet består av 5 larvstadier. För varje larvstadium blir larven mer och mer lik den vuxna individen. Något puppstadium finns ej. De flesta hos oss förekommande arterna är ettåriga. Under de 2 första larvstadierna andas larverna av de undervattenlevande skinnbaggarna syre löst i vattnet. Sedan övergår de till att hämta en bubbla med luft från vattenytan som de tar med sig som ett syreförråd. Bubblan kan också fungera så att den kan ta upp löst syre direkt från vattnet vilket om vintern är en särdeles viktig funktion. De flesta arterna övervintrar i sitt vuxna stadium. Födan för de ytvattenlevande består av döda eller halvdöda smådjur som ramlar ned på vattnet. De har en lång födoapparat som de kan sticka och suga med. De undervattenlevande är mestadels rena rovdjur men buksimmarna kompletterar även med att äta dött organiskt material, som t ex as.

Andel av bottenfaunasamhället

Andelen individer skinnbaggar av hela bottenfaunamaterialet var i sjöarna 6,2 % och i vattendragen endast 0,2 %. Endast iglarna är antalsmässigt en mindre grupp än de vattenlevande skinnbaggarna i vattendragen. Att en så stor andel som 6,2 % påträffades i sjöarna kan förklaras av det stora antalet buksimmarlarver som förekom på exponerad strand. Hela 10,5 % av antalet insamlade djur på den exponerade stranden var skinnbaggar varav buksimmarlarver dominerade stort. Dessa larver diagnosticerades tyvärr aldrig på grund av saknad av litteratur men i efterhand har det konstaterats att larver av släktet *Micronecta* var dominerande. Skinnbaggarnas andel av det totala antalet taxa var i sjöarna 8,1 % och i vattendragen 6,3 %. I sjöarna var skillnaden obetydlig mellan den exponerade stranden (8,2 %) och den skyddade (8,5 %). I vattendragen så finns dock en tydlig skillnad mellan fors och sel. Av det totala antalet taxa insamlade i de båda miljöerna är andelen påträffade taxa mer än dubbelt så stor i selen än i fors, 7,2 % mot 2,9 %. En intressant notering från inventeringen är att buksimmarna var i princip den enda djurgrupp som noterades med vattenkvalster på kroppen. Det var relativt vanligt att det satt vattenkvalster, ett eller flera, i första hand under täckvingarna.

I inventeringen har totalt 23 taxa påträffats fördelat på 8 ytvattenlevande och 15 undervattenlevande taxa. Av de ytvattenlevande påträffades taxa av skraddare, vattenspringare samt vattenmätare och av de undervattenlevande vattenscorpion, ryggsimmare samt buksimmare. Medelantalet taxa för sjöarna var 3,0 och för vattendragen 2,4. Flest taxa påträffades i Finsviken (Härnösand) med 9 taxa. I Skrängstasjön (Sundsvall) och Öfjärden (Örn-sköldsvik) påträffades 8 taxa. De tre artrikaste sjöarna ligger kustnära och har väl utvecklade växtbälten längs sjöarnas stränder. I 14 mestadels näringsfattiga inlandssjöar påträffades inga skinnbaggar. Artrikaste vattendraget var det kustnära Sörån (Timrå) med 7 taxa. I 10 vattendrag som kan karakteriseras som antingen små och/eller med mycket litet inslag av lugnare vatten i sitt lopp saknades skinnbaggar.

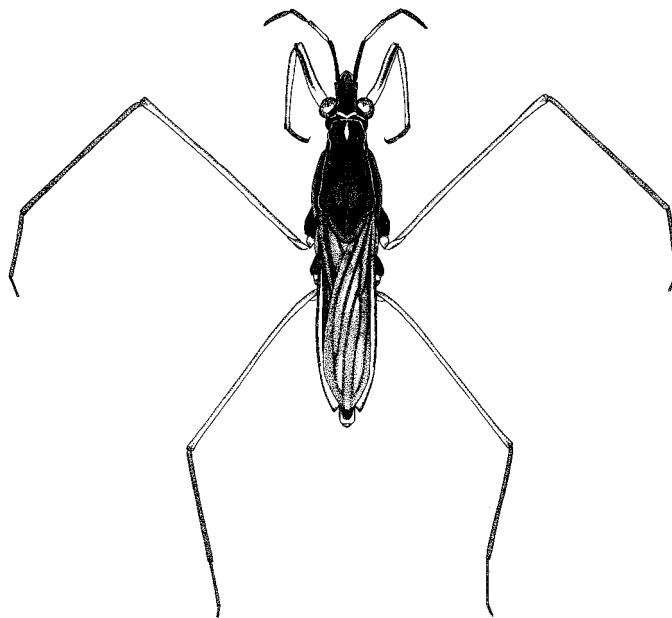
Vanliga och ovanliga arter

Flest arter insamlades av buksimmare. Den klart vanligast förekommande i sjöarna var *Cymatia borsdorffi* som påträffades i hälften av alla inventera-

de sjöar. Andra i sjöarna vanliga arter var *Sigara fossanum* (38 sjöar) och *Sigara striata* (23 sjöar). Med tanke på att *C. bonzdorffi* tillsammans med *S. fossanum* hörde till de vanligaste buksimmarna även i vattendragen så torde dessa vara de vidast utbredda i våra sjöar och vattendrag. De kanske intressantaste fynden av buksimmare utgör de 9 sjöarna med *Sigara dorsalis*. Arten är i sin utbredning västlig och finns i Norge. Förutom två äldre fynd från södra Sverige så utgör dessa 9 sjöar tillsammans med fynd från Åsele lappmark de enda i landet kända. Området Ångermanland, Medelpad och Åsele lappmark bildar ett sammanhängande utbredningsområde som uppmärksammats i sen tid. Arten *Sigara striata* är östlig i sin utbredning men finns i hela Sverige. De båda arterna är lika varandra men typiska exemplar av *S. dorsalis* hanar är lätt att skilja från typiska hanar av *S. striata* på utseendet av penis. I flera av de inventerade sjöarna har hanar med mindre typisk utformning av penis påträffats. I ett par sjöar förekom varianter av penisform från typisk *striata* till typisk *dorsalis*. Det förefaller som om det här, där de båda arternas utbredning sammanfaller, förekommer hybridisering mellan arterna. Ett något förvånande resultat är att den ryggsimmarart som påträffats i sjöarna är *Notonecta glauca*. Av arten *Notonecta lutea*, som har insamlats från ett vattendrag, finns betydligt fler tidigare kända lokaler från Norrland. Fynden är dessutom spridda

över hela Norrland medan de tidigare kända fynden av *N. glauca* är både betydligt färre och mestadels från Västernorrland och söderut. Ett anmärkningsvärt fynd av ryggsimmare inträffade i samband med inventeringarna. Mitt på en skogsbilväg vid länets södra gräns, 20 km SV om Sundsvall mellan Gammelgårdssjön och Långskog, låg en ryggsimmare och sprattlade. Det visade sig vara en hona av *N. reuteri*. Arten var tidigare bara funnen upp till Dalarna i Sverige. Djuret har sannolikt flugit en ansevärd sträcka men exakt var den startat ifrån lär vi aldrig kunna utröna.

Av de ytvattenlevande arterna så har skraddarna *Gerris lacustris* och *Gerris odontogaster* påträffats i flest sjöar, ca en tredjedel av de inventerade. Vattenspringaren *Microvelia reticulata* har insamlats från 18 sjöar. Fyndet av vattenmätaren *Hydrometra gracilentata* från Väster Rännöbodsjön (Sundsvall) var vid tidpunkten för fyndet det nordligaste i Sverige. Arten har senare (1996) påträffats längre norrut, Öjesjön i Härnösands kommun (Petterson 1996). I vattendragen var skraddaren *G. lacustris* den klart vanligaste arten med fynd i 32 vattendrag. Arten är sannolikt därmed den vanligaste i länets sjöar och vattendrag. Näst vanligast var skraddaren *Gerris lateralis* som dessutom enbart påträffats i vattendragen. Från undersökningar i Finland har noterats att *G. lateralis* ändrar sitt habitatval från söder mot



Resultaten från inventeringen tyder på att *Gerris lacustris* sannolikt är den vanligaste skraddaren i Västernorrland.
Teckning Eva Engblom

norr. I södra Finland förekommer arten bara i källor, små temporära vattensamlingar och diken medan arten längre norrut även förekommer i större sjöar och långsamflytande större vattendrag. Bland inventeringens fynd finns vattendrag som är endast några meter breda representerade. Vattenscorpionen *Nepa cinerea* (klodyve) har påträffats i 2 vattendrag i Örnsköldsviks kommun, Forsån och Strömsån. Båda fynden är bland de nordligaste i Sverige. De 2 fynden av skräddaren *Aquarius najas* från Tälglättån och Fanbyån (Sundsvall) är hittills de nordligaste i Sverige.

Stillastående eller rinnande vatten

I tabell 8 redovisas fynden av de något vanligare taxa som insamlats under inventeringen fördelat på de olika provtagna miljöerna. Resultaten visar tydligt och inte speciellt förvånande att forsmiljöerna inte tilltalar skinnbaggarna. Märkligt nog så har

ändå skräddaren *G. lacustris* påträffats i var 10:e forslokal. De flesta arterna kan anses vara i första hand sjölevande. Av de arter som föredrar sjön som livsmiljö tycks den skyddade och den exponerade stranden vara lika attraktiv. Fynden av *C. wollastoni* och *S. distincta* indikerar att arterna är lika vanliga i sjöarna som i vattendragens sel. De är även påträffade i ungefär lika stor utsträckning på skyddad som exponerad strand. Av de redovisade arterna så är 3 stycken skräddare påträffade med markant övervikt i de rinnande vattnen. Det är *G. lacustris* som även är vanlig i sjöarna, *L. rufoscutellatus*, vår största skräddare, och slutligen *G. lateralis* som inte påträffades i någon sjö alls. En art som på grund av att bara 2 fynd gjorts ej redovisats i tabell 5 är *A. najas*. Men den är sannolikt den till rinnande vatten mest knutna arten av de under inventeringen påträffade.

Tabell 8. Andel (%) av håvproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

| Skinnbaggarnas habitatval | | | | | | |
|---------------------------|------|----|----|------|------|-----|
| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
| <i>C. bonsdorffi</i> | 50,5 | 20 | 51 | 64,6 | 24,4 | 0 |
| Corixidae | 38,4 | 4 | 17 | 21,5 | 4,9 | 0 |
| <i>S. fossarum</i> | 38,4 | 36 | 37 | 46,8 | 19,5 | 1,9 |
| <i>G. lacustris</i> | 34,3 | 64 | 33 | 41,8 | 65,9 | 9,5 |
| <i>G. odontogaster</i> | 30,3 | 6 | 30 | 38,0 | 7,3 | 0 |
| <i>S. striata</i> | 23,2 | 4 | 23 | 29,1 | 4,9 | 0 |
| <i>M. reticulata</i> | 18,2 | 0 | 18 | 22,8 | 0 | 0 |
| <i>Callicorixa</i> | 14,1 | 22 | 12 | 15,2 | 24,4 | 1,0 |
| Sigara | 13,1 | 14 | 13 | 16,5 | 17,1 | 1,0 |
| <i>C. wollastoni</i> | 12,1 | 12 | 12 | 15,2 | 12,2 | 1,0 |
| Notonecta | 11,1 | 0 | 10 | 12,7 | 0 | 0 |
| <i>S. falleni</i> | 11,1 | 0 | 9 | 11,4 | 0 | 0 |
| <i>C. praeusta</i> | 10,1 | 0 | 10 | 12,7 | 0 | 0 |
| <i>H. linnei</i> | 9,1 | 4 | 9 | 11,4 | 4,9 | 0 |
| <i>S. dorsalis</i> | 9,1 | 0 | 9 | 11,4 | 0 | 0 |
| <i>N. glauca</i> | 6,1 | 2 | 6 | 7,6 | 2,4 | 0 |
| <i>S. distincta</i> | 5,1 | 6 | 4 | 5,1 | 7,3 | 0 |
| <i>C. producta</i> | 3,0 | 2 | 2 | 2,5 | 2,4 | 0 |
| <i>L. rufoscutellatus</i> | 1,0 | 14 | 1 | 1,3 | 14,6 | 1,0 |
| <i>G. lateralis</i> | 0 | 26 | 0 | 0 | 26,8 | 1,9 |

Litteratur

Andersen, Niels, Möller, 1996: Heteroptera Gerromorpha, Semiaquatic Bugs. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 77-90. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).

Coulianos, Carl-Cedric, Nilsson, Anders & Söderberg, Håkan. 1992. Norrlands vattenskinnbaggar - en faunistisk översikt. Natur i Norr 11(2). ISSN 0280-5618.

Jansson, A. 1986. The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. - Acta Entomol. Fennica 47: 1-94.

Jansson, Antti, 1996: Heteroptera Nepomorpha, Aquatic Bugs. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 91-104. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).

Petterson, Roger, 1996. Mindre Vattenmätare- ny nordgräns. Natur i Norr 15(1). ISSN 0280-5618.

Arter/taxa från inventeringen

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|---------------------------|-------------|------------------|
| GERROMORPHA | | |
| Hydrometridae | | |
| Hydrometra gracilentata | 1 | 0 |
| Veliidae | | |
| Microvelia reticulata | 18 | 0 |
| Gerridae | | |
| Limnporus rufoscutellatus | 1 | 7 |
| Aquarius najas | 0 | 2 |
| Gerris argentatus | 1 | 0 |
| G. lacustris | 34 | 32 |
| G. lateralis | 0 | 13 |
| G. odontogaster | 30 | 3 |
| NEPOMORPHA | | |
| Nepidae | | |
| Nepa cinerea | 0 | 2 |
| Notonectidae | | |
| Notonecta lutea | 0 | 1 |
| N. glauca | 6 | 1 |
| Notonecta | 11 | 0 |
| Corixidae | | |
| Micronecta poweri | 3 | 0 |
| Cymatia bondsdorffi | 50 | 10 |
| Callicorixa praeusta | 10 | 0 |
| C. producta | 3 | 1 |
| C. wollastoni | 12 | 6 |
| Callicorixa | 14 | 11 |
| Hesperocorixa linnaei | 9 | 2 |
| Hesperocorixa | 1 | 0 |
| Sigara semistriata | 2 | 0 |
| S. dorsalis | 9 | 0 |
| S. dorsalis/striata | 0 | 1 |
| S. striata | 23 | 2 |
| S. distincta | 5 | 3 |
| S. falleni | 11 | 0 |
| S. fossarum | 38 | 18 |
| Sigara | 13 | 7 |

SKALBAGGAR

Skalbaggarna var den artrikaste gruppen i sjöarna och den näst artrikaste i vattendragen. Totalt påträffades 89 taxa fördelade på 75 taxa i sjöarna och 49 i vattendragen. Antalsmässigt däremot var skalbaggarna lågt representerade. I medeltal påträffades 6,0 taxa i sjöarna och 5,9 i vattendragen. Många arter är bara påträffade i en eller två sjöar eller vattendrag. Som mest insamlades 17 taxa och det var i Lungsjön (Sollefteå). *Normandia nitens* är en ovanlig art i Sverige. I inventeringen påträffades den i två av de större vattendragen; Juån (Ånge) och Husån (Örnsköldsvik).

De vattenlevande skalbaggarna representerar inte någon egen utvecklingsgren av skalbaggar utan hit räknas de arter som antingen som larv och/eller som vuxen tillbringar en betydande del av sitt liv i eller på vattnet. De vattenlevande arterna finns i Nordeuropa representerade i två, Adephega (4 familjer) och Polyphaga (11 familjer), av fyra förekommande underordningar. I Sverige har 376 stycken vattenlevande arter påträffats vilket innebär att de endast överträffas av insektsordningen tvåvingar. Skalbaggarna har en fullständig livscykel omfattande ägg, larv, puppa och ett vuxet stadium. Äggen placeras antingen på land, i luftfyllda partier av vattenväxters stjälkar eller i luftfyllda kokonger. Bland underordningen Adephega är alla larver vattenlevande medan det inom Polyphaga även finns flera mer eller mindre landlevande arter. Vanligtvis så kläcks äggen strax efter att honan lagt dem och larvtillväxten sker sommartid. Men undantag som t ex att äggen har ett vilstadium och övervintring i larvstadiet förekommer. Det senare är vanligt inom familjerna Dytiscidae (dykare), Haliplidae (vattentrampare) och Elmidae (bäckbaggar). Då tidpunkten för förpuppning infaller så lämnar de flesta larverna vattnet.

De vuxna individerna inom alla arter utom de strikt landlevande inom familjen Scirtidae (Polyphaga) är vattenlevande. Då och då, olika ofta beroende på art, lämnar de vuxna vattnet för en flygtur vilket ingår i djurens spridningsbeteende. Typiskt för skalbaggarna är att de koloniserar marginalvatten alltså vatten som är av mer eller mindre tillfällig natur. I dessa temporära vatten utgör ofta skalbaggarna den viktigaste djurgruppen. De vuxnas syrebehov tillfredsställs antingen genom att

fylla en luftreservoar under täckvingarna med atmosfäriskt syre eller med syre som produceras av alger eller genom en luftfilm på magsidan som kan fungera som en fysikalisk gäle. De flesta skalbaggar är rovlevande och de föredrar att fånga levande byte. Vanliga bytesdjur är andra insekter, kräftdjur och maskar.

Andel av bottenfaunasamhället

I denna inventering har 89 taxa påträffats, 75 i sjöarna och 49 i vattendragen. Av tabell 3 så framgår att de utgjorde en andel av det totala antalet insamlade taxa motsvarande 32,1 % i sjöarna 20,4 % i vattendragen. Trots det så utgjorde skalbaggarna en förhållandevis liten andel av det totala antalet individer som insamlats i sjöarna (1,6 %) och vattendragen (4,4 %). Endast gruppen iglar (0,2 %) och bäcksländor (0,8 %) insamlades i en mindre andel i sjöarna och iglar (0,4 %), trollsländor (0,4 %) och skinnbaggar (0,2 %) i vattendragen. Orsaken till detta resultat är sannolikt en kombination av att bestämningarna till art drivits långt inom denna artrika grupp men att metoden inte är så bra på att insamla stora antal skalbaggar. Andelen taxa av skalbaggar i sjöarna var nästan dubbelt så stor som den näst vanligaste (nattsländorna 17,9 %). I vattendragen var andelen skalbaggstaxa näst störst och överträffades bara av nattsländorna (26,3 %). Antalsmässigt var andelen skalbaggar rikligast i vattendragens forsmiljö och på sjöarnas exponerade strand. Däremot påträffades störst andel taxa i selen, 21,6 % mot forsens 9,4 %, respektive på den skyddade stranden, 34,0 % mot exponerade strandens 24,5 %.

I medeltal påträffades 6,0 taxa per sjö och 5,9 taxa per vattendrag. Med tanke på att det påträffats så pass många fler taxa i sjöarna än i vattendragen, 75 mot 49, så indikerar det att vattendragens skalbaggsfauna är mer lika varandra än sjöarnas. De tre artrikaste sjöarna var Östansjösjön (Örnsköldsvik) (16 taxa), Betarsjön (16 taxa) och Lungsjön (17 taxa) båda Sollefteå kommun. I 4 sjöar gav provtagningen inte en enda skalbagge och det var Landsjösjön och Stenbitsjön (Örnsköldsvik) samt Stor-Vamsjön och Vågsfjärden (Kramfors). De artrikaste vattendragen var Husån (12 taxa) och Strömsån (13 taxa) (Örnsköldsvik), Viskansbäcken (13 taxa) (Ånge) och Malmån (13 taxa) (Sollefteå). I ett vattendrag saknades skalbaggar och det var Viksbäcken (Kramfors). Ett taxon påträffades i

Gålsjöbäcken även det Kramfors kommun. Båda dessa bäckar var små och saknade egentliga sellokaler.

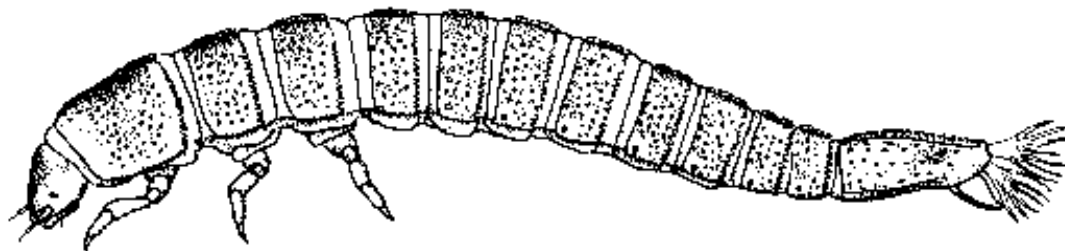
Vanliga och ovanliga arter

Det finns 11 arter som påträffats i minst var 5:e sjö och 30 arter som bara påträffats i en eller 2 sjöar. Till de vanligaste arterna i sjöarna hör 2 stycken virvelbaggar *Gyrinus aeratus* (24 sjöar) och *G. minutus* (21 sjöar), 7 stycken dykarbaggar *Rhantus exsoletus* (38 sjöar), *Agabus arcticus* (28 sjöar), *A. serripennis* (22 sjöar), *Hydroporus palustris* (28 sjöar), *H. umbrosus* (20 sjöar), *Hygrotus versicolor* (23 sjöar) och *Nebriporus depressus* (21 sjöar), 1 bäckbagge *Oulimnius tuberculatus* (29 sjöar) samt 1 palpbagge *Laccobius minutus* (27 sjöar). De flesta av dessa arter är sedan tidigare kända som vanligt förekommande såväl i norra som södra Sverige. Undantaget utgörs av den nordliga arten *A. arcticus* som i sydöstra delen av länet har sin sydgräns för sin sammanhängande utbredning längs norrlandskusten. Arten går längre söderut i de inre delarna av landet. *Oulimnius tuberculatus* är trots att den tillhör familjen bäckbaggar vanligt förekommande i våra sjöar. De andra 3 arterna av bäckbaggar som påträffats i inventeringen, (*Limnius volckmari*, *Elmis aenea* och *Normandia nitens*) är alla starkt knutna till rinnande vatten i sitt val av livsmiljö. Det är därför anmärkningsvärt att *E. aenea* påträffats i 3 sjöar. Två av fynden, det från Selasjön (Härnösand) och Skrängstasjön (Sundsvall) kan förklaras med att det i provlokalernas närhet finns rinnande vatten men fyndet från Norasundet (Kramfors) är svårare att förklara. *Porhydrus lineatus* är vanlig i södra Sverige men har även påträffats sparsamt även längs norrlandskusten. De 7 fynden i sjöarna binder ihop ett fynd från Västerbotten med några tidigare fynd från södra delen av Västernorrland.

Hela 30 arter har påträffats i bara 1 eller 2 sjöar under inventeringen. Det kanske är nära till hands

att dra slutsatsen att det finns många ovanliga arter i länets sjöar men riktigt så enkelt förhåller det sig inte. En närmare granskning av arterna ger vid handen att ca 2 tredjedelar av arterna är antingen vanligare i andra habitat såsom exempelvis tillfälliga vattensamlingar, små fisklösa tjärnar och myrgölar eller att metoden inte fungerar så bra för att fånga arterna. En del arterna lever djupare än vad som omfattas av hävningen medan andra arter normalt uppehåller sig på växter strax ovan vattentytan. Till de arter som kan betraktas som tillhörande de något ovanligare i länet hör vattentramparen *Haliphus immaculatus*, dykarna *Dytiscus latissimus*, *Ilybius quadriguttatus* och *Rhantus grapii*, palpbyggarna *Enochrus coarctatus* och *E. testaceus*, vattenbrynbaggen *Hydraena riparia*, öronbaggen *Dryops griseus* samt gyttebaggen *Hydrochus ignicollis*.

Det är färre arter som kan anses vanligt förekommande i vattendragen än i sjöarna. Endast 4 taxa har påträffats i mer än hälften av vattendragen. Det är 3 bäckbaggar, *Elmis aenea* med 42 vattendrag, *Limnius volckmari* med 39 vattendrag och slutligen *O. tuberculatus* med fynd i 26 vattendrag. Den fjärde arten, *Hydraena gracilis* är påträffad i 40 vattendrag och hör till familjen Hydraenidae (vattenbrynbaggar). Dessa arters allmänna förekomst var väl känd sedan tidigare. Arten *E. aenea* och även *L. volckmari* i föredrar rena och icke sura vatten. Att de påträffats i så pass många vattendrag får ses som ett tecken på att de inventerade vattendragen har en genomgående god vattenkvalitet. Liksom för sjöarna så har många arter (28 stycken) påträffats i enstaka vattendrag. I vattendragen är andelen "äkta" ovanliga arter ännu mindre än i sjöarna. Endast 4 av dessa 28 arter kan räknas in som ovanliga i länet. De 4 arterna är vattentramparen *Brychius elevatus*, dykarna *Deronectes latus* och *Porhydrus lineatus* samt bäckbaggen *Normandia nitens*.



Bäckbaggen *Oulimnius tuberculatus* var en av de vanligaste skalbaggar i sjöarna och vattendragen. I sjöarna påträffades den nästan uteslutande på de exponerade stränderna medan den i vattendragen var vanligast i selmiljöerna. Teckning Eva Engblom.

Tabell 9. Tabellen visar i hur stor andel (%) av hävproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

Skalbaggarnas habitatval

| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
|--------------------|------|----|----|------|------|------|
| R. exsoletus | 38,4 | 16 | 37 | 2,5 | 19,5 | 0 |
| O. tuberculatus | 29,3 | 52 | 2 | 36,7 | 43,9 | 19,0 |
| A. arcticus | 28,3 | 2 | 29 | 5,1 | 2,4 | 0 |
| H. palustris | 28,3 | 16 | 12 | 22,8 | 19,5 | 1,0 |
| L. minutus | 27,3 | 4 | 21 | 7,6 | 4,9 | 0 |
| G. aeratus | 24,2 | 28 | 19 | 6,3 | 31,7 | 1,9 |
| H. versicolor | 23,2 | 2 | 18 | 10,1 | 2,4 | 0 |
| A. serricornis | 22,2 | 0 | 22 | 0 | 0 | 0 |
| G. minutus | 21,2 | 8 | 21 | 0 | 9,8 | 1,0 |
| N. depressus | 21,2 | 0 | 3 | 24,1 | 0 | 0 |
| H. umbrosus | 20,2 | 2 | 19 | 1,3 | 2,4 | 0 |
| A. congener | 17,2 | 6 | 16 | 1,3 | 7,3 | 0 |
| H. ruficollis | 17,2 | 0 | 16 | 1,3 | 0 | 0 |
| G. marinus | 15,2 | 2 | 10 | 2,5 | 2,4 | 0 |
| H. fulvus | 15,2 | 6 | 9 | 7,6 | 7,3 | 0 |
| I. fenestratus | 15,2 | 4 | 10 | 6,3 | 4,9 | 0 |
| H. obscurus | 14,1 | 2 | 6 | 12,7 | 2,4 | 0 |
| H. quinquelineatus | 14,1 | 4 | 12 | 5,1 | 4,9 | 0 |
| A. fuscipennis | 13,1 | 4 | 12 | 0 | 4,9 | 0 |
| H. inaequalis | 13,1 | 0 | 11 | 1,3 | 0 | 0 |
| Haliplus | 11,1 | 6 | 7 | 5,1 | 7,3 | 0 |
| C. striatus | 10,1 | 2 | 10 | 0 | 2,4 | 0 |
| H. lineolatus | 10,1 | 0 | 6 | 3,8 | 0 | 0 |
| C. paykulli | 9,1 | 2 | 8 | 0 | 2,8 | 0 |
| H. striola | 9,1 | 0 | 5 | 1,3 | 0 | 0 |
| H. erythrocephalus | 8,1 | 0 | 6 | 2,5 | 0 | 0 |
| R. suturellus | 8,1 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| H. strigifrons | 7,1 | 8 | 5 | 0 | 9,8 | 0 |
| H. ovatus | 7,1 | 2 | 5 | 2,5 | 2,4 | 0 |
| P. lineatus | 7,1 | 2 | 6 | 1,3 | 2,4 | 0 |
| D. circumcinctus | 6,1 | 6 | 6 | 0 | 7,3 | 0 |
| M. testacea | 6,1 | 0 | 4 | 1,3 | 0 | 0 |
| Donacia | 5,1 | 0 | 4 | 1,3 | 0 | 0 |
| G. pictus | 5,1 | 0 | 1 | 5,1 | 0 | 0 |
| A. lutescens | 4,0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| G. opacus | 2,0 | 8 | 2 | 0 | 9,8 | 0 |
| N. depressus | 0 | 8 | 0 | 0 | 9,8 | 0 |
| A. sturmii | 4,0 | 10 | 3 | 0 | 12,2 | 0 |
| G. substriatus | 3,0 | 12 | 2 | 1,3 | 12,2 | 2,9 |
| I. fuliginosus | 3,0 | 16 | 4 | 0 | 22,0 | 0 |
| H. incognitus | 1,0 | 16 | 0 | 0 | 9,8 | 3,8 |
| P. maculatus | 5,1 | 20 | 2 | 3,8 | 19,5 | 3,8 |
| Elodes | 0 | 24 | 0 | 0 | 4,9 | 12,4 |
| L. volckmari | 0 | 78 | 0 | 0 | 58,5 | 69,5 |
| H. gracilis | 1,0 | 80 | 0 | 1,3 | 9,8 | 63,8 |
| E. aenea | 3,0 | 84 | 2 | 0 | 53,7 | 72,4 |

N. nitens är utbredd över hela Sverige men endast ca 15–20 fynd av arten är gjorda efter 1950. Arten är i rödlistan bedömd som sårbar (VU, Vulnerable). I länet så har den påträffats i Juån (Ånge) och Husån (Örnsköldsvik). Både *B.elevatus* och *D.latus* är i rödlistan klassificerade som missgynnad (NT, Near Threatened). *B.elevatus* är funnen i Ruskån (Sollefteå) och *D.latus* i Saluån (Örnsköldsvik).

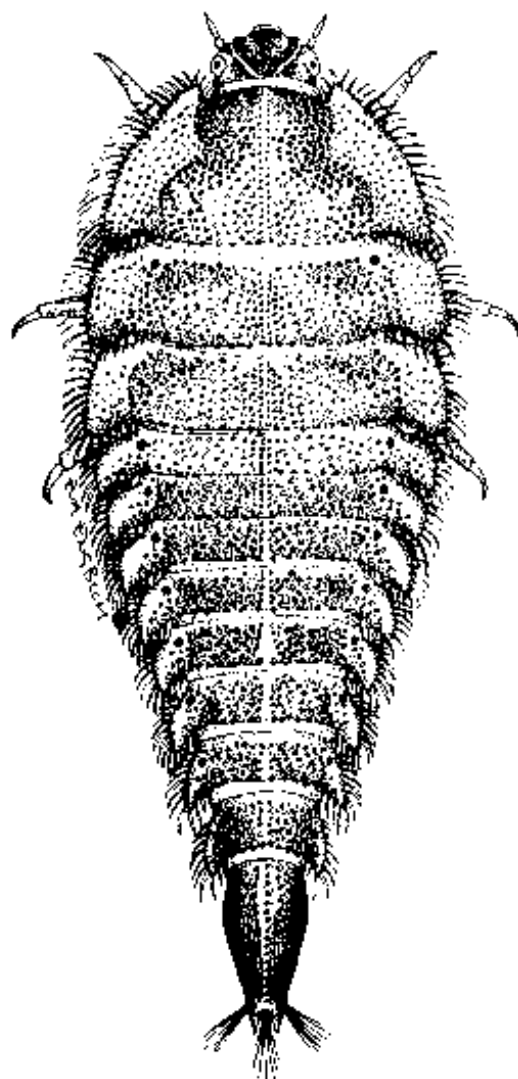
Stillastående eller rinnande vatten?

Enligt litteraturen så föredrar de flesta skalbaggar ett liv i stillastående vegetationsrika vatten. Det är till och med så att vatten av mer temporär natur i regel är artrikare än vanliga sjöar. I tabell 9 redovisas skalbaggarval av livsmiljö från denna inventering. I stora drag så kan det konstateras att den övervägande delen av arterna lever i sjöarnas skyddade stränder och att av de arter som påträffas i vattendragen så är de flesta knutna till vattendragens selmiljö. Av de till sjöarna knutna arterna så finns dock 5 arter som påträffats i en betydligt större andel i de exponerade provena. Till dessa hör bäckbaggen *O. tuberculatus* och dykarbaggar *Hydroporus palustris*, *H. obscurus*, *Nebriporus depressus* och *Graptodytes pictus*. Ungefär en tredjedel av redovisade taxa (46 taxa) har antingen påträffats i ungefär lika andelar i sjöar och vattendrag (3 taxa) eller övervägande i vattendragen (11 taxa). Icke förvånande så är 10 taxa vanligast i vattendragens selmiljö, medan bara 3 taxa tycks föredra forsmljön. Ett taxon, bäckbaggen *L. volckmari*, är påträffad i ungefär lika stora andelar i sjöar och fors. De 11 taxa som kan sägas vara mer eller mindre knutna till länets vattendrag i sin förekomst så tyder resultaten på att följande sju arter är typiska selarter; virvelbaggar *Gyrinus opacus* och *G. substriatus*, dykarbaggar *N. depressus*, *A. sturmi*, *Ilybius fuliginosus*, *Hydroporus incognitus* och *Platambus maculatus* och de typiska forslevande taxa är bäckbaggen *Elmis aenea*, mjukbaggen *Elodes* och vattenbrynbaggen *H. gracilis*.

Dykarbaggar artantal underskattade

Den artrikaste familjen av de vattenlevande skalbaggar är Dytiscidae (dykarbaggar). Familjen omfattar 149 av de 376 kända svenska vattenlevande skalbaggsarterna. Det från sjöarna insamlade materialet som omfattar dykarbaggar har analyserats i ett annat sammanhang (se litteratur, Nilsson och Söderberg 1996). Resultaten från inventeringen och resultat från andra undersökningar visar att i vår naturgeografiska zon så kan man räkna med

att sjöarna har en pol med dykararter som ligger någonstans mellan 30–40 arter. I länets sjöinventering så är antagligen antalet förekommande arter i varje enskild sjö dock rejält underskattat. Detta stöds av att antalet arter som påträffats i sjöarna uppvisar en tydlig ökning med ökat antal insamlade dykarbaggar. För att vi i sjöarna skulle erhållit en någorlunda bra bild av sjöarnas dykarfauna så borde vi ombesörjt att minst 25 individer dykarbaggar insamlats från varje sjö. Så många individer insamlades bara från ca var tionde sjö.



Bäckbaggen *Elmis aenea* påträffades i 42 av de 50 vattendragen och var därmed den vanligaste skalbaggsarten i vattendragen. Teckning Eva Engblom.

Litteratur

- Engblom, E., Lingdell, P.-E. & Nilsson, A.N. 1990. Sveriges bäckbaggar (Coleoptera, Elmidae) - artbestämning, utbredning, habitatval och värde som miljöindikatorer. Ent. Tidskr. 111: 105-121.
- Hansen, M. 1996: Hydrophiloidea and Hydraenidae - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 173-194. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).
- Klausnitzer, B. 1996: Coleoptera, Scirtidae. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 203-208. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).
- Nilsson, A.N. 1983. A mapping of the diving, predaceous water beetles (Coleoptera: Noteridae & Dytiscidae) of northern Sweden. - Fauna Norrlandica 6 (5): 1-43.
- Nilsson, A.N. 1984. The distribution of the aquatic beetle families Elmidae and Dryopidae (Coleoptera) in northern Sweden. - Fauna Norrlandica 7 (3): 1-13.
- Nilsson, A.N. 1984. The distribution of the beetle family Hydraenidae (Coleoptera) in Northern Sweden, with an addenda to the Elmidae. - Fauna Norrlandica 7 (4): 1-12.
- Nilsson, A.N. & Persson, S. 1989. The distribution of predaceous diving beetles (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae) in Sweden. - Entomologica basill. 13:59-146.
- Nilsson, A.N. & Söderberg, H. 1996. Abundance and species richness patterns of diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) from exposed and protected sites in 98 northern Swedish lakes. Hydrobiologia. 321: 83-88.
- Nilsson, A.N. 1996: Coleoptera, Chrysomelidae Donaciinae. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 209-2216. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).
- Nilsson, A.N. 1996: Coleoptera, Dryopidae. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 195-202. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).
- Nilsson, A.N. 1996: Coleoptera, introduction, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 115-145. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).
- Palm, E. & Nilsson, A.N. 1996: Coleoptera, Curculionidae. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 217-222. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).

Arter/taxa från inventeringen

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|----------------------------|-------------|------------------|
| ADEPHAGA | | |
| Gyrinidae | | |
| Gyrinus aeratus | 24 | 14 |
| G. marinus | 15 | 1 |
| G. minutus | 21 | 4 |
| G. opacus | 2 | 4 |
| G. paykulli | 2 | 0 |
| G. substriatus | 3 | 6 |
| Gyrinus | 0 | 2 |
| Haliplidae | | |
| Brychius elevatus | 0 | 1 |
| Haliplus confinis | 2 | 0 |
| H. fulvus | 15 | 3 |
| H. immaculatus | 1 | 0 |
| H. lineolatus | 10 | 0 |
| H. ruficollis | 17 | 0 |
| Haliplus | 11 | 3 |
| Noteridae | | |
| Noterus crassicornis | 3 | 0 |
| Dytiscidae | | |
| Hydroporinae | | |
| Hygrotus inaequalis | 13 | 0 |
| H. quinquelineatus | 14 | 2 |
| H. versicolor | 23 | 1 |
| Hyphydrus ovatus | 7 | 1 |
| Hydroporus erythrocephalus | 8 | 0 |
| H. fuscipennis | 3 | 0 |
| H. incognitus | 1 | 8 |
| H. melanarius | 1 | 0 |
| H. obscurus | 14 | 1 |
| H. palustris | 28 | 8 |
| H. striola | 9 | 0 |
| H. tristis | 0 | 1 |
| H. umbrosus | 20 | 1 |
| Hydroporus | 6 | 1 |
| Porhydrus lineatus | 7 | 1 |
| Graptodytes pictus | 5 | 0 |
| Oreodytes sanmarkii | 2 | 0 |
| Deronectes latus | 0 | 1 |
| Nebrioporus assimilis | 3 | 0 |
| N. depressus | 21 | 0 |
| Colymbetinae | | |
| Platambus maculatus | 5 | 10 |
| Agabus affinis | 3 | 0 |
| A. arcticus | 28 | 1 |
| A. congener | 17 | 3 |
| A. erichsoni | 0 | 1 |
| A. fuscipennis | 13 | 2 |
| A. guttatus | 2 | 0 |

Arter/taxa från inventeringen forts.

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|-------------------------------|-------------|------------------|
| <i>A. serricornis</i> | 22 | 0 |
| <i>A. sturmii</i> | 4 | 5 |
| <i>Ilybius angustior</i> | 1 | 0 |
| <i>I. ater</i> | 2 | 0 |
| <i>I. fenestratus</i> | 15 | 2 |
| <i>I. fuliginosus</i> | 3 | 8 |
| <i>I. guttiger</i> | 2 | 1 |
| <i>I. quadriguttatus</i> | 1 | 0 |
| <i>Ilybius</i> | 0 | 1 |
| <i>Rhantus grapii</i> | 1 | 0 |
| <i>R. exsoletus</i> | 38 | 8 |
| <i>R. suturellus</i> | 8 | 0 |
| <i>Colymbetes paykulli</i> | 9 | 1 |
| <i>C. striatus</i> | 10 | 1 |
| Dytiscinae | | |
| <i>Acilius canaliculatus</i> | 2 | 0 |
| <i>Dytiscus circumcinctus</i> | 6 | 3 |
| <i>D. lapponicus</i> | 1 | 0 |
| <i>D. latissimus</i> | 2 | 0 |
| <i>Dytiscus</i> | 1 | 0 |
| POLYPHAGA | | |
| Hydraenidae | | |
| <i>Hydraena britteni</i> | 1 | 2 |
| <i>H. gracilis</i> | 1 | 40 |
| <i>H. riparia</i> | 2 | 1 |
| <i>Hydraena</i> | 0 | 2 |
| <i>Limnebius truncatellus</i> | 0 | 2 |
| Helophoridae | | |
| <i>Helophorus brevipalpis</i> | 0 | 1 |
| <i>H. flavipes</i> | 1 | 0 |
| <i>H. grandis</i> | 0 | 1 |
| <i>H. granularis</i> | 2 | 1 |
| <i>H. strigifrons</i> | 7 | 4 |
| Hydrochidae | | |
| <i>Hydrochus ignicollis</i> | 1 | 0 |
| Hydrophilidae | | |
| <i>Anacaena lutescens</i> | 4 | 0 |
| <i>Laccobius minutus</i> | 27 | 2 |
| <i>Laccobius</i> | 0 | 1 |
| <i>Enochrus affinis</i> | 0 | 1 |
| <i>E. coarctatus</i> | 1 | 0 |
| <i>E. fuscipennis</i> | 1 | 0 |
| <i>E. ochropterus</i> | 2 | 0 |
| <i>E. testaceus</i> | 1 | 0 |
| <i>Hydrobius fuscipes</i> | 0 | 1 |
| <i>Cercyon convexiusculus</i> | 0 | 1 |
| Dryopidae | | |
| <i>Dryops griseus</i> | 1 | 0 |

Arter/taxa från inventeringen forts.

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|------------------------|--------------------|-------------------------|
| Elmidae | | |
| Elmis aenea | 3 | 42 |
| Oulimnius tuberculatus | 29 | 26 |
| Limnius volckmari | 0 | 39 |
| Normandia nitens | 0 | 2 |
| Scirtidae | | |
| Elodes | 0 | 12 |
| Microcara testacea | 6 | 0 |
| Cyphon padi | 1 | 0 |
| C. variabilis | 1 | 0 |
| Cyphon | 3 | 0 |
| Chrysomelidae | | |
| Donacia vulgaris | 1 | 0 |
| Donacia | 5 | 0 |

NATTSLÄNDOR

I Sverige har 217 arter av nattsländor noterats. I Ångermanland och Medelpad tillsammans har ca 150 arter påträffats. I denna inventering återfanns 74 taxa. I ett par familjer är larvstadiet mycket svårdiagnostiserat och insamlingen bör då inriktas på vingade djur för att erhålla en längre artlista. I sjöarna utgjorde antalet individer 11,7 % och i vattendragen 16,9 % av det totala antalet insamlade individer i inventeringen. Antalet taxa fördelades på 17,9 % i sjöarna och 26,3 % i vattendragen. Nattsländorna stod därmed för den största andelen taxa i vattendragen som enskild djurgrupp. Bland sjöarna påträffades *Holocentropus stagnalis* och *Oecetis furva* för första gången så långt norrut i Sverige och i Tälglättån (Sundsvall) gjordes det nordligaste fyndet av *Setodes argenti-punctellus*. Provlokalerens medelbredd för de nätbyggande nattsländorna varierade från 3,5 (*Hydropsyche saxonica*) till 11,6 meter (*Arctopsyche ladogensis*).

Nattsländornas ursprungliga livsmiljö anses vara kallare rinnande vatten. Men representanter för nattsländor finns i stort sett i alla vatten inklusive tillfälliga vattensamlingar. Gruppen utgör en av de mest mångformiga av de vattenlevande insekterna. I Sverige har 217 arter påträffats och i Ångermanland och Medelpad ca 150. Om man vid en inventering vill ha möjlighet att kartera alla arter så måste man fånga de vuxna vingade individerna som lämnat vattnet. Det beror på att artbeskrivning för alla de 217 arterna bara finns komplett för individer som befinner sig i det vuxna vingade stadiet. Flera av larverna har ännu ej beskrivits för vetenskapen. Svårigheter vid artbestämning av larver finns framför allt inom 2 av de artrikaste familjerna, *Hydroptilidae* och *Limnephilidae* med vardera 28 respektive 87 svenska arter. I denna inventering har så gott som alla individer av *Hydroptilidae* diagnostiserats som långt till släktesnivå. Undantag utgör en larv av arten *Agraylea sexmaculata* som påträffats i sista larvstadiet och en individ av *Hydroptila tineoides* som insamlats i sitt vingade vuxna stadie. Familjen *Limnephilidae* har behandlats så att de larver som har fler än ett gälfilament per gälbunt har kallats vid familjenamnet (*Limnephilidae*) medan de larver som bara har ett gälfilament diagnostiserats så långt litteraturen tillåtit. Ett undantag utgör en vingad individ av den flergälade *Limnephilus rhombicus* som följt med ett prov.

Nattsländorna har 4 utvecklingsstadier vilket brukar kallas för fullständig utveckling. De fyra utvecklingsstadierna är ägg, larv, puppa och vuxen. De allra flesta arterna i Sverige är ett eller tvååriga. Flygtiden varierar för de olika arterna och vingade nattsländor kan påträffas hela sommaren fram till en bra bit in på hösten. Honorna lägger antingen äggen på vattenytan eller på olika substrat strax ovanför vattenytan. Honan kan också krypa eller simma ned i vattnet och lägga äggen på utvalda substrat under vattenytan. Äggen kläcks efter ett par veckor om de inte lagts väldigt sent på hösten. Sent lagda ägg kläcks påföljande vår. Larverna av nattsländorna är kanske mest kända för sin förmåga att konstruera transportabla skydd och gömslen. De s k "husbyggarlarverna" bygger med hjälp av egenproducerad silke ihop minerogent och/eller organiskt material till "hus" vars utseende oftast är typiskt för arten eller släktet. Men alla nattsländor bygger inte dessa hus.

Larverna kan delas in i 5 grupper beroende på om de bygger hus, andra konstruktioner eller är frilevande.

1. Frilevande larver. Familjen *Rhyacophilidae* med enda släktet *Rhyacophila*.
 2. Larver som av stenar bygger sadel eller sköldpaddslänkande konstruktioner. Familjen *Glossosomatidae*.
 3. *Hydroptilidae* som är frilevande fram till 5:e och sista larvstadiet då de bygger ett transportabelt hus som kan se ut som t ex en portmonnä eller en flaska i formen.
 4. Larver som konstruerar nät eller stationära reträttplatser. Till denna grupp av larver hör familjerna *Philopotamidae*, *Psychomyiidae*, *Ecnomidae*, *Polycentropodidae*, *Hydropsychidae* och *Arctopsychidae*.
 5. Larver som lever i ett tubformat hölje av varierande utseende de s k husbyggande larverna. Till denna grupp hör *Limnephilidae*, *Goeridae*, *Phryganeidae*, *Brachycentridae*, *Lepidostomatidae*, *Beraeidae*, *Sericostomatidae*, *Odontoceridae*, *Molannidae*, och *Leptoceridae*.
- Även när det gäller valet av föda så finns flera strategier. En del larver lever av levande eller döda kärlväxter som sedimenterat, andra filterar sin föda

ur vattnet eller samlar finpartikulärt organiskt material från botten. Betande larver förser sig av påväxtalger på bottenstrukt. Det finns även larver som kan suga växtsafter direkt ur levande växter samt naturligtvis rovlevande larver. Larvernas val av födostrategi kan variera både beroende på larvstadium och de förhållanden som råder för stunden. Denna mångformighet är viktig för att förklara nattsländornas förmåga att kunna kolonisera en mångfald av olika habitat. Då larverna genomgått sina 5 stadier spinner de en kokong av silke som den på ett eller annat sätt fäster på substratet och övergår i ett puppstadium. Efter ett puppstadium på vanligtvis 2-3 veckor klipper den sig ut ur kokongen med hjälp av sin ombildade överläpp och simmar upp till vattenytan. Puppen kläcker ut till en vingad vuxen antingen på vattenytan eller på något som sticker upp ovan vattenytan. En farlig fas i nattsländans liv då den är speciellt utsatt för risken att bli uppäten av fisk eller något annat rovlevande djur.

Andel av bottenfaunasamhället

I inventeringen påträffades totalt 74 taxa. Fler taxa har noterats i vattendragen (63 st.) än i sjöarna (42 st.). Av det totala antalet individer som insamlats i sjöarna respektive vattendragen så utgjorde andelen nattsländor i sjöarna 11,7 % och i vattendragen 16,9 %. I sjöarna så var andelen individer nattsländor nästan dubbelt så stor på den skyddade som på den exponerade stranden, 13,5 % mot 7,7 %. På den skyddade stranden så var den viktigaste taxonomiska enheten ur individsynpunkt flergälade larver av familjen Limnephilidae. I vattendragen så var det inte någon anmärkningsvärd skillnad mellan fors- och selmiljön men andelen var något större i selet. Även här var de flergälade limnephiliderna talrika. Andelen nattsländetaxa av alla taxa totalt som påträffats i sjöarna var 17,9 % och andelen för vattendragen 26,3 %. Det innebär att nattsländelarverna utgjorde en större andel av bottenfaunasamhället i vattendragen både beträffande antalet individer och antalet taxa. Störst andel taxa påträffades i sjöarnas exponerade strand och vattendragens forsmiljö. Detta kan till stor del förklaras med att den svårdiagnosticerade gruppen flergälade Limnephilidae dominerade på den skyddade stranden och i selmiljön. Gruppen innehåller många arter som, om de hade kunnat diagnosticeras, hade ökat antalet taxa ansevärt.

I medeltal insamlades 6,7 taxa nattsländor i sjöarna och 19,5 i vattendragen. Flest nattsländetaxa insamlades i Valasjön (Kramfors) med 19 taxa.

Andra artrika sjöar var Nässjön och Häggsjön (Härnösand) med 18 respektive 16 taxa och Storsjön (Kramfors) med 15 taxa. Mycket märkligt var att inte en enda art av nattsländor påträffades i Vågsfjärden (Kramfors). Mindre märkligt var att bara en art påträffades i den kraftigt sura Kråkstasjön (Sundsvall). Artrikaste vattendragen i inventeringen var Tälglättån (Sundsvall) med 32 insamlade taxa. Andra artrika vattendrag var Svedjeån (Kramfors) och Lafsan (Sollefteå) med 30 respektive 28 taxa, Husån (Örnsköldsvik) (29 taxa), Länsterån (Ånge) (28 taxa) och Fanbyån (28 taxa) (Sundsvall). Samtliga av dessa är bland de större av de inventerade vattendragen. Artfattigast var Slädabäcken (6 taxa) och Bänkåsbäcken (8 taxa) på Alnön (Sundsvall) och Tarån (Sollefteå) (8 taxa). Slädabäcken och Bänkåsbäcken hör till de mindre i inventeringen och selprovtagning saknas. Tarån saknar i stort sett forsande partier och har därför provtagits på endast en forslokal.

Vanliga och ovanliga arter

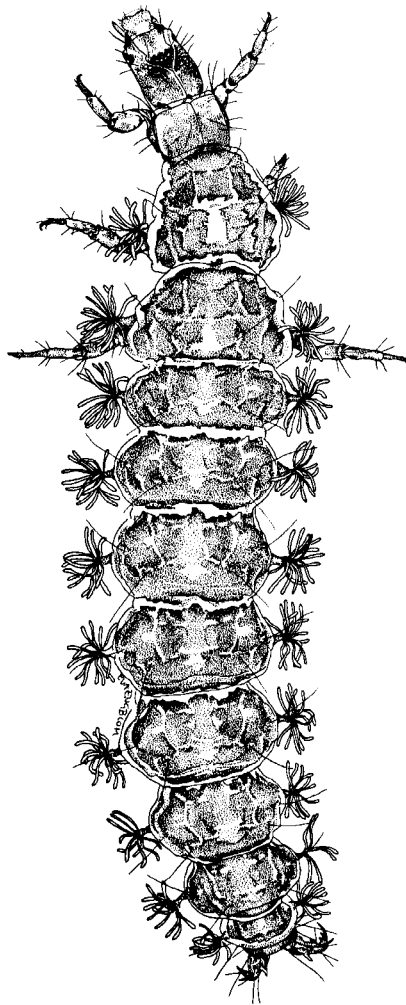
Den ihopslogna gruppen flergälade limnephilider och de larver som liknar *Agrypnia obsoleta* (fam. Phryganeidae) var utan konkurrens de vanligaste taxa som påträffades i de inventerade sjöarna med fynd i 97 respektive 70 sjöar. Anledningen till att de olika taxa av släktet *Agrypnia* kallas t ex *Agrypnia obsoleta* typ beror på att 3 svenska arter av släktet ej finns beskrivna för vetenskapen men att typerna liknar beskrivningen för de arter som betecknats med typ efter. Ytterligare 10 arter påträffades i minst var 5:e sjö och får anses vara vanliga i länets sjöar. Tre reträttbyggare i familjen Polycentropodidae, *Holocentropus picicornis*, *Cyrnus flavidus* och *Polycentropus flavomaculatus* med 27, 21 respektive 20 sjöfynd. *Halesus* är en singelgälad husbyggande Limnephilid som påträffats i 25 sjöar. Två arter av den husbyggande familjen Molannidae, *Molanna angustata* med 41 och *Molannodes tinctus* med 25 sjöfynd. *Athripsodes aterrimus* och *A. cinereus* är två husbyggande larver i familjen Leptoceridae som påträffats i 36 respektive 26 sjöar. *Agrypnia pagetana/picta* (22 sjöar) tillhör familjen Phryganeidae och *Lepidostoma hirtum* (20 sjöar) familjen Lepidostomatidae. Båda är husbyggare. Erfarenheterna från inventeringen är att släktet *Agrypnia* skulle vara intressant att titta närmare på i några av de inventerade sjöarna i syfte att förbättra möjligheterna att diagnosticera larverna. I t ex Norasundet påträffades i samma prov flera tydliga typer av *Agrypnia* som om de skulle odlas till adult säkerligen skulle bidra till att förbättra möjligheterna till diagnosticering av släktet *Agrypnia*.

Två av arterna, *Holocentropus stagnalis* och *Oecetis furva* har ej tidigare blivit funna så långt norrut i Sverige. Fynden av *H. stagnalis* är gjorda i Häggsjön (Härnösand) och Kindborgstjärnen (Kramfors). Fynden av *O. furva* härrör från Näggårdstjärnen (Härnösand) och Helgumsjön (Sollefteå). *O. furva* är upptagen i rödlistan som missgynnad (NT, Near Threatened). Larver av arten *Holocentropus insignis* var okända för vetenskapen vid inventeringstillfället. De två fynden är identiska i utseende med danska fynd av larven och kommer att bidra till beskrivningen av larven. I Danmark är fynden av arten gjorda i mindre vattensamlingar med vitmossa, sådana vatten som kanske normalt ej blir inventerade. Länet fynd är gjorda i den extremt sura Kråkstasjöns vitmossbälte och på en väl skyddad strand i Bastusjön (Sollefteå). *Neureclipsis bimaculata* är i första hand knuten till rinnande vatten i sin förekomst. Fyndet av *N. bimaculata* härrör från ett något utloppspåverkat prov från Vällingsjön (Sollefteå). *Lype phaeopa* kräver primärt döda grenar att leva på och har därmed sannolikt till stor del förbisetts med den använda hävningsmetodikerna.

En jämförelse mellan förekomsterna av nattsländetaxa i sjöarna och vattendragen visar att ett betydligt större antal taxa är vanligt förekommande i vattendragen. Hela 17 taxa är påträffade i minst vartannat vattendrag medan det bara var 2 taxa som förekom i hälften av sjöarna. Det var 2 taxa som kunde återfinnas i samtliga vattendrag och det var den singelgälade Limnephiliden och husbyggaren *Halesus* och de flergälade husbyggarna av familjen Limnephilidae. Av de övriga 15 taxa så var de fördelade på 9 familjer enligt följande: Rhyacophilidae med den frilevande *Rhyacophila nubila* (48 vattendrag), Polycentropodidae med de reträttbyggande arterna *Polycentropus flavomaculatus* (44 vattendrag) och *P. irroratus* (28 vattendrag), Hydropsychidae med de nätbyggande arterna *Hydropsyche siltalai* (40 vattendrag) och *H. pellucidula* (34 vattendrag), Lepidostomatidae med den husbyggande *Lepidostoma hirtum* (39 vattendrag), Glossosomatidae med sadelhusbyggaren *Agapetus ochripes* (34 vattendrag), Hydroptilidae med de "portmonnäbyggande" släktena *Hydroptila* (32 vattendrag), *Oxyethira* (29 vattendrag), *Ithytrichia* (25 vattendrag), Sericostomatidae med husbyggaren *Sericostoma personatum* (47 vattendrag), Molannidae med den husbyggande *Molannodes tinctus* (34 vattendrag) samt slutligen Leptoceridae med husbyggarna *Atripsodes albus/commutatus* (28 vattendrag) och *Mystacides azurea* (26 vattendrag).

Att så många olika arter är att betrakta som vanliga i vattendragen är sannolikt en indikation på vattendragens biotoprikedom. I ett biotopfattigt vatten skulle det bara av konkurrensskäl enbart finnas utrymme för något enstaka taxa att dominera.

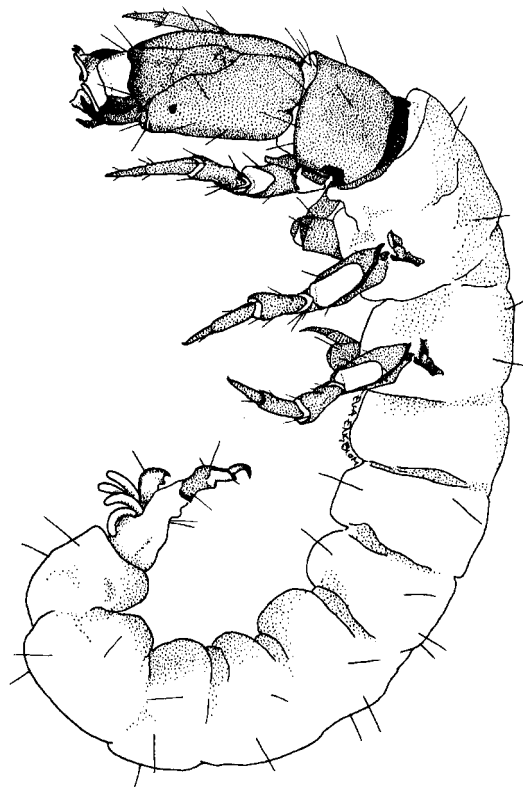
Fyndet av *Setodes argentipunctellus* (fam. Leptoceridae) i Tälglättån (Sundsvall) är det nordligaste för Sverige. Larven av arten *Ceraclea excisa* (fam. Leptoceridae) påträffades i Strömsån (Örnsköldsvik) och Svedjeån (Kramfors). Dessa vattendrag är likartade på så sätt att båda är närsaltbelastade och är ovanligt produktiva för att ligga i dessa trakter. *C. excisa* är i rödlistan upptagen som missgynnad (NT, Near Threatened).



Den frilevande nattsländan *Rhyacophila nubila* påträffades i 98 av de 105 forslokalererna och var därmed den allmänaste arten i de inventerade vattendragens forsmiljöer. Teckning Eva Engblom.

Philopotamus montanus indikerar fina vatten

Ett bra bevis för att många av de inventerade vattendragen är fina är de många fynden av arten *Philopotamus montanus* (20 vattendrag). I "Caseless caddis larvae of British Isles" (Edington och Hildrew, 1981) beskrivs artens fångstnät och dess funktion. Arten konstruerar ett tubliknande fångstnät med en maskvidd av 10-13 x 25-70 tusendels millimeter. Dessutom finns finare trådar som går bara på 1 tusendels millimeters avstånd från varandra. Med vattenströmmen förs mycket små organiska partiklar in i det tubformade nätet som sedan larven med sina mundelar skrapar ihop och äter upp. Öppningen på nätet är ganska liten tack vare den tubformade utformningen vilket hjälper till att förhindra att oönskat material förs in i nätet. Om det kommer in större partiklar som larven ej kan tillgodogöra sig så kastar den sig över det och vräker ut det ur nätet med stor frenesi. I vatten med mycket minerogen materialtransport så finns därför risk att alltför mycket oönskade partiklar kommer in i nätet och att arten vantrivs. Ett stort och alldeles för lite uppmärksammat hot mot biologiska mångfalden i våra vattendrag är just denna minerogena materialtransport. Vanligaste orsakerna till denna materialtransport är grustäkter, dikningar, vägnas kontakt med vattendragen och jord- och skogsbruk utan skyddszoner till vattendragen. Förutom dessa störningar så är larven en av våra känsligaste nattsländor mot surt vatten. Det innebär att fynd av arten kan anses indikera både rena och oförsurade vattendrag.



Den vita bakkroppen tillsammans med det senapsgula huvudet medför att den nätbyggande Philopotamus montanus är relativt lätt att känna igen i fält. Arten kräver rent och oförsurat vatten för att trivas. Teckning Eva Engblom.

Tabell 10. Tabellen visar i hur stor andel (%) av håvproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

Nattsländornas habitatval

| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
|-------------------------------------|------|-----|----|------|-------|------|
| Limnephilidae flerg. | 98,0 | 100 | 97 | 89,9 | 100,0 | 86,7 |
| A. obsoleta <i>typ</i> ¹ | 70,7 | - | 57 | 49,4 | - | - |
| M. angustata | 41,4 | 38 | 6 | 29,1 | 41,5 | 1,9 |
| A. aterrimus | 36,4 | 4 | 14 | 32,9 | 4,9 | 0 |
| H. picicornis | 27,3 | 0 | 21 | 5,1 | 0 | 0 |
| A. cinereus | 26,3 | 38 | 4 | 30,4 | 36,6 | 7,6 |
| Halesus | 25,3 | 100 | 12 | 16,5 | 92,7 | 84,8 |
| M. tinctus | 25,3 | 50 | 18 | 12,7 | 24,4 | 17,1 |
| A. pagetana/picta ¹ | 22,2 | - | 21 | 2,5 | - | - |
| C. flavidus | 21,2 | 4 | 11 | 16,5 | 2,4 | 1,0 |
| L. hirtum | 20,2 | 78 | 2 | 25,3 | 61,0 | 62,9 |
| P. flavomaculatus | 20,2 | 88 | 2 | 22,8 | 58,5 | 67,6 |
| Agrypnia ¹ | 19,2 | 30 | 16 | 6,3 | 34,1 | 1,0 |
| Athripsodes | 19,2 | 44 | 1 | 17,7 | 22,0 | 21,0 |
| Trienodes | 19,2 | 10 | 17 | 3,8 | 7,3 | 1,9 |
| Hydroptila | 18,2 | 64 | 3 | 17,7 | 26,8 | 37,1 |
| M. azurea | 18,2 | 52 | 3 | 16,5 | 51,2 | 16,2 |
| C. trimaculatus | 16,2 | 8 | 1 | 16,5 | 7,3 | 1,0 |
| Mystacides | 15,2 | 10 | 5 | 13,9 | 4,9 | 3,8 |
| H. dubius | 13,1 | 0 | 11 | 2,5 | 0 | 0 |
| O. testacea | 12,1 | 42 | 0 | 13,9 | 29,3 | 14,3 |
| Oxyethira | 12,1 | 58 | 9 | 5,1 | 51,2 | 34,3 |
| T. waeneri | 11,1 | 2 | 0 | 11,4 | 0 | 0 |
| P. irroratus | 9,1 | 56 | 2 | 8,9 | 48,8 | 19,0 |
| G. pillosa | 7,1 | 2 | 1 | 7,6 | 2,4 | 0 |
| C. insolutus | 6,1 | 0 | 2 | 5,1 | 0 | 0 |
| M. nigra | 5,1 | 6 | 1 | 1,3 | 4,9 | 1,0 |
| Oecetis | 5,1 | 0 | 1 | 2,5 | 0 | 0 |
| P. bipunctata | 5,1 | 2 | 2 | 5,1 | 2,4 | 0 |
| S. personatum | 5,1 | 94 | 0 | 6,3 | 61,0 | 78,1 |
| A. varia <i>typ</i> ¹ | 4,0 | - | 0 | 5,1 | - | - |
| O. ochracea | 4,0 | 2 | 1 | 2,5 | 2,4 | 0 |
| Plectrocnemia | 4,0 | 20 | 3 | 1,3 | 4,9 | 11,4 |
| M. longicornis | 3,0 | 0 | 0 | 2,5 | 0 | 0 |
| M. setiferum | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 2,9 |
| S. atrata | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 2,9 |
| C. dissimilis | 1,0 | 8 | 0 | 1,3 | 2,4 | 2,9 |
| A. ladogensis | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 3,8 |
| H. angustipennis | 0 | 8 | 0 | 0 | 2,4 | 3,8 |
| C. marginata | 0 | 12 | 0 | 0 | 2,4 | 5,7 |
| R. fasciata | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 11,4 |
| C. lepida | 0 | 14 | 0 | 0 | 2,4 | 7,6 |
| H. saxonica | 0 | 16 | 0 | 0 | 2,4 | 6,7 |
| Annitella/Chaetopteryx | 0 | 18 | 0 | 0 | 2,4 | 8,6 |
| C. silfvenii | 0 | 20 | 0 | 0 | 2,4 | 9,5 |
| A. stigmatella | 0 | 22 | 0 | 0 | 12,2 | 14,3 |
| Rhyacophila | 0 | 22 | 0 | 0 | 2,4 | 11,4 |
| W. subnigra | 0 | 22 | 0 | 0 | 0 | 17,1 |
| L. phaeopa | 1,0 | 24 | 0 | 1,3 | 4,9 | 10,5 |
| B. minutus | 0 | 28 | 0 | 0 | 19,5 | 6,7 |
| P. latipennis | 0 | 32 | 0 | 0 | 9,8 | 17,1 |
| N. bimaculata | 1,0 | 36 | 1 | 0 | 14,6 | 15,2 |
| P. montanus | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 24,8 |
| A. commutatus | 0 | 44 | 0 | 0 | 26,8 | 34,3 |
| S. pallipes | 0 | 46 | 0 | 0 | 2,4 | 29,5 |
| Ithytrichia | 0 | 50 | 0 | 0 | 14,6 | 29,5 |
| A. albifrons/commutatus | 0 | 56 | 0 | 0 | 17,1 | 35,2 |
| A. ochripes | 0 | 68 | 0 | 0 | 34,1 | 52,4 |
| H. pellucidula | 0 | 68 | 0 | 0 | 14,6 | 44,8 |
| P. cingulatus | 0 | 70 | 0 | 0 | 17,1 | 52,4 |
| H. sitalai | 0 | 80 | 0 | 0 | 22,0 | 65,7 |
| R. nubila | 0 | 96 | 0 | 0 | 36,6 | 93,3 |

Fotnot 1. I sjöarna har större larver av släktet *Agrypnia delats upp i artliknande typer. I vattendragen har alla slagets ihop till Agrypnia. Agrypnia i tabellen avser alltså de småväxta larverna från sjöarna och alla larver av släktet Agrypnia som påträffats i vattendragen.*

Stillastående eller rinnande vatten?

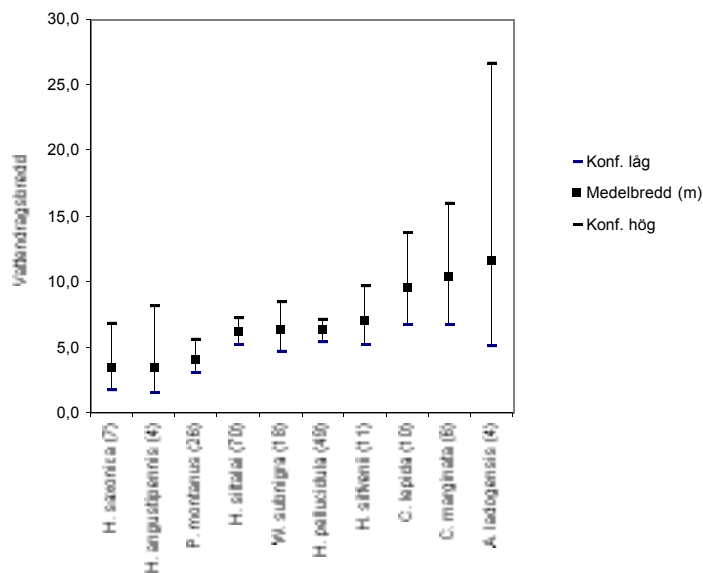
Tabell 10 visar nattsländornas habitatval. Av tabellen framgår att antalet taxa som föredrar stillastående vatten är i minoritet mot de som föredrar ett liv i rinnande vatten. Till de utpräglade sjölevande arterna hör framför allt arter av släktet

Holocentropus och *Cyrnus*, båda reträttbyggare och tillhörande familjen Polycentropodidae samt *A. aterrimus* en husbyggare i familjen Leptoceridae. Även arten *Tinodes waeneri* (Polycentropodidae), *Trienodes*, obestämda *Oecetis*, *Oecetis ochracea* och *Mystacides longicornis* samtliga från familjen Leptoceridae, *Goera pillosa* (Goeridae) samt *Phryganea bipunctata* (Phryganeidae) har påträffats i en större procentuell andel av sjöproverna än av proverna som insamlats från vattendragen. Några taxa är grovt sett lika vanliga i sjöar som i rinnande vatten och det är flergälade Limnephilidae, *M. angustata* (Molannidae), *A. cinereus* (Leptoceridae) och *Mystacides nigra* (Leptoceridae). Resten av de arter som redovisas i tabellen är mer eller mindre typiska för rinnande vatten. Av de djur som påträffats i sjöar så tycks de flesta föredra ett liv på den exponerade stranden. En jämförelse mellan de taxa som påträffats i både sjöar och vattendrag och de som bara påträffats i vattendragen visar att de första i regel föredrar selmiljön medan de strikt rinnande

vattenlevande i regel föredrar forsmiljön. Ett undantag utgör *B. minutus* som bara påträffats i vattendragen och där fynden av arten då har gjorts i c a 3 gånger så stor andel av selen jämfört med forsarna, 19,5 % mot 6,7 %.

Storleken har betydelse

De i inventeringen påträffade arterna av familjerna Hydropsychidae, Arctopsychidae och Philopotamidae är strikt knutna till rinnande vatten i sin förekomst. Samtliga konstruerar ett nät, antingen tubliknande som Philopotamidae eller mer som ett vanligt fångstnät, Hydropsychidae och Arctopsychidae. Med fångstnätets hjälp samlar de upp näringspartiklar som förs med vattnet nedströms. Man har kunnat visa att larver av *Hydropsyche* kan försvara sitt fångstnät med hjälp av störande ljudvågor som de frambringar genom att gnida frambenen mot en striering som finns på huvudkapselns sida. Detta beteende kallas för stridulering. Om alla arter skulle finnas på samma ställe i samma vattendrag så skulle konkurrensen om de bästa platserna för t ex fångstnätets placering bli besvärande. Undersökningar finns som visar att arterna skiljer sig åt i sitt val av livsmiljö. En viktig faktor är vattendragstorlek.



Figur 12. Fyndlokalernas medelbredd med 95% konfidensintervall. Antal fyndlokaler inom parentes (då $n < 30$ har värdena för vattendragsbredd transformerats med $\log x$).

I figur 12 redovisas de olika arternas förekomst i de inventerade vattendragen i relation till provlokalerens bredd. Provlokalernas medelbredd uppvisar en gradient från *H. saxonica* (3,5 m) till *A. ladogensis* (11,6 m). Rent statistiskt så kan vi se att den enda skillnaden ($p < 0,05$) mellan arternas förekomst med avseende på medelbredd är den skillnad som *P. montanus* uppvisar gentemot *C. lepida* och *C. marginata*. Medelvärde på vattendragens bredd som *P. montanus* förekommer i har med 95 % säkerhet ett lägre medelvärde än de andra 2 nämnda arternas. Dessa resultat stämmer väl med tidigare undersökningar. *P. montanus* brukar kallas för en källart eftersom den trivs i rena, fina källbäckar. Mera anmärkningsvärt är då att arten insamlats på en provlokal med en bredd av 20 meter.

A. ladogensis är företrädesvis en nordlig art som tycks förekomma vanligare i mindre vattendrag längre norrut. På kolahalvön i Ryssland påträffas den i vatten ned till en bredd av bara 2-3 meter. De 2 vanligaste arterna var *H. siltalai* med 70 fynd och *H. pellucidula* med 49 fynd. De förekommer i princip i samma vattendragsbredd. Här borde det uppenbarligen förekomma konkurrens om livsmiljön. Men undersökningar har dock visat att de skiljer sig åt en del både när det gäller t ex larvutveckling och val av placering av fångsnät. Båda arterna är ettåriga men *H. pellucidula* övervintrar i sista larvstadiet (V) medan *H. siltalai* mestadels övervintrar i ett tidigare livsstadie (instar III eller IV). Tack vare det så finns en skillnad i de vuxnas flygtid och konkurrens mellan likstora larver undviks.

Litteratur

Edington, J.M. & Hildrew, A.G. 1981. A key to the caseless Caddis Larvae of the British Isles with notes on their ecology. - Freshwater biological Association. Scientific Publication 43, 92 sidor.

Gullefors, Bo. 1988. Förteckning över Sveriges nattsländor (Trichoptera), med fyndangivelser för

de nordliga landskapen. Entomologisk tidskrift. 109: 71-80. ISSN 0013-886x.

Solem, J.O. & Gullefors, B. 1996: Trichoptera, Caddisflies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 223-255. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).

Arter/taxa från inventeringen

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|------------------------------|-------------|------------------|
| Hydropsychidae | | |
| Cheumatopsyche lepida | 0 | 7 |
| Ceratopsyche nevae | 0 | 2 |
| C. silfvenii | 0 | 10 |
| Hydropsyche angustipennis | 0 | 4 |
| H. pellucidula | 0 | 34 |
| H. saxonica | 0 | 8 |
| H. siltalai | 0 | 40 |
| Hydropsyche | 0 | 9 |
| Arctopsychidae | | |
| Arctopsyche ladogensis | 0 | 4 |
| Polycentropodidae | | |
| Cyrnus flavidus | 13 | 5 |
| Cyrnus | 21 | 2 |
| C. insolutus | 6 | 0 |
| C. trimaculatus | 16 | 4 |
| Holocentropus dubius | 2 | 0 |
| H. insignis | 13 | 0 |
| H. picicornis | 2 | 0 |
| H. stagnalis | 27 | 0 |
| Holocentropus | 2 | 0 |
| Neureclipsis bimaculata | 4 | 0 |
| Plectrocnemia | 1 | 18 |
| Polycentropus flavomaculatus | 2 | 10 |
| P. irroratus | 20 | 44 |
| Polycentropus | 9 | 28 |
| Psychomyiidae | 3 | 0 |
| Psychomyiidae | | |
| Lype phaeopa | 1 | 12 |
| Psychomyia pusilla | 0 | 1 |
| Tinodes waeneri | 11 | 1 |
| Philopotamidae | | |
| Philopotamus montanus | 0 | 20 |
| Wormaldia subnigra | 0 | 11 |
| Chimarra marginata | 0 | 6 |
| Glossosomatidae | | |
| Agapetus ochripes | 0 | 34 |
| Hydroptilidae | | |
| Hydroptilidae | 0 | 4 |
| Agraylea sexmaculata | 1 | 0 |
| Agraylea | 1 | 1 |
| Hydroptila tineoides adult | 0 | 1 |
| Hydroptila | 18 | 32 |
| Ithytrichia | 0 | 25 |
| Oxyethira | 12 | 29 |
| Rhyacophilidae | | |
| Rhyacophila fasciata | 0 | 6 |
| R. nubila | 0 | 48 |
| Rhyacophila | 0 | 11 |

Arter/taxa från inventeringen forts.

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|-----------------------------|-------------|------------------|
| Goeridae | | |
| Goera pilosa | 7 | 1 |
| Silo pallipes | 0 | 23 |
| Limnephilidae | | |
| Apatania stigmatella | 0 | 11 |
| Apatania | 0 | 9 |
| Annitella/Chaetopteryx | 0 | 9 |
| Hydatophylax infumatus | 0 | 2 |
| Micropterna lateralis | 0 | 1 |
| M. sequax | 1 | 2 |
| Potamophylax cingulatus | 0 | 35 |
| P. latipennis | 0 | 16 |
| Potamophylax | 9 | 1 |
| Limnephilidae flergälade | 97 | 50 |
| Limnephilus rhombicus adult | 0 | 2 |
| Brachycentridae | | |
| Micrasema gelidum | 0 | 2 |
| M. setiferum | 0 | 3 |
| Lepidostomatidae | | |
| Lepidostoma hirtum | 20 | 39 |
| Phryganeidae | | |
| Agrypnia obsoleta typ | 70 | - |
| A. pagetana adult | 1 | 0 |
| A. pagetana/picta typ | 22 | - |
| A. varia typ | 4 | - |
| Agrypnia | 19 | 15 |
| Phryganea bipunctata | 5 | 1 |
| P. grandis | 2 | 0 |
| Phryganea | 3 | 0 |
| Semblis atrata | 0 | 3 |
| Thrichostegia minor | 1 | 0 |
| Leptoceridae | | |
| Athripsodes albifrons | 11 | 3 |
| Athripsodes | 0 | 1 |
| A. albifrons/commutatus | 0 | 28 |
| A. aterrimus | 36 | 2 |
| A. cinereus | 26 | 19 |
| A. commutatus | 0 | 22 |
| Athripsodes | 19 | 22 |
| Ceraclea annulicornis | 2 | 2 |
| C. dissimilis | 1 | 4 |
| C. excisa | 0 | 2 |
| C. nigronervosa | 0 | 1 |
| Ceraclea | 4 | 7 |
| Mystacides azurea | 18 | 26 |
| M. longicornis | 3 | 0 |
| M. nigra | 5 | 3 |
| Mystacides | 15 | 5 |
| Oecetis furva | 2 | 0 |

Arter/taxa från inventeringen forts.

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|---------------------------|--------------------|-------------------------|
| O. ochracea | 4 | 1 |
| O. testacea | 12 | 21 |
| Oecetis | 5 | 0 |
| Setodes argentipunctellus | 0 | 1 |
| Triaenodes | 19 | 5 |
| Molannidae | | |
| Molanna angustata | 41 | 19 |
| Molannodes tinctus | 25 | 25 |
| Beraidae | | |
| Beraea pullata | 0 | 2 |
| Beraeodes minutus | 0 | 14 |
| Sericostomatidae | | |
| Sericostoma personatum | 5 | 47 |

DIPTERA

Taxonomiskt har tvåvingar behandlats styvmoderligt i inventeringen. Förutom *Phalacrocera replicata* har djuren bara diagnosticerats till familjenivå. Totalt i Sverige har 1331 arter påträffats i sötvatten. I sjöarna påträffades 16 familjer och i vattendragen 13. Tvåvingarna utgjorde antalsmässigt den näst största andelen i sjöarna och den största i vattendragen. I alla sjöar och vattendrag påträffades Chironomidae (fjädermyggor) och Ceratopogonidae (svidknott) och i alla vattendrag Simuliidae (knott). Intressant att notera är att Simuliidae också noterades i 6 av de inventerade sjöarna.

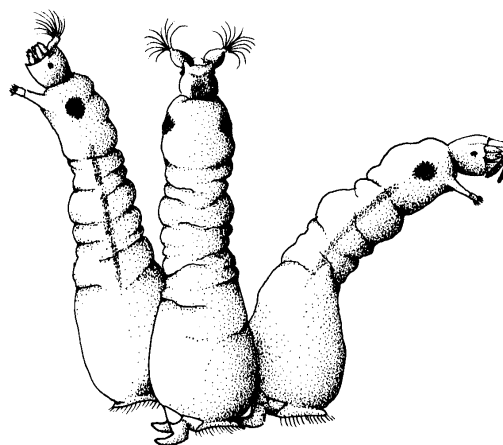
Taxonomiskt är Diptera (tvåvingar) den överlägset största gruppen med hela 1331 påträffade vattenlevande arter i Sverige. Sett i skenet av detta så kan det konstateras att gruppen behandlats ytterst styvmoderligt i denna inventering. En kombination av brist på tid och kunskap har medfört att gruppen endast diagnosticerats till familjenivå. Inom Diptera finns en mängd olika strategier för att lösa alla skilda livsbetingelser. Men gemensamt är att de alla har en fullständig utveckling med ägg, larv, puppa och ett vuxet stadium. Äggen läggs antingen under flykt då slumpen avgör äggets slutliga läge eller att honan lägger äggen mera precist på ett för larvutvecklingen gynnsamt läge. Larverna genomgår ett antal hudömsningar under sin utveckling. Tiden mellan dessa ömsningar kallas för instar. Antalet instar är vanligtvis mellan 4 och 10 och larvutvecklingen ettårig. Men en larvutveckling som tar 2 eller flera år är också vanligt förekommande speciellt då den består av många instar eller att larven lever i kallare trakter. Larvernas födoval varierar åtskilligt. Vanligast förekommande är dock att larverna tillgodogör sig dött organiskt material men många av larverna är även rovlevande. Dipteralarverna är i sin tur viktiga bytesdjur för vattenlevande fåglar, fiskar, grodor och rovlevande insekter.

Tvåvingarna var den individrikaste gruppen

I sjöarna utgjorde Diptera den näst största andelen av insamlade djur och i vattendragen den klart största gruppen (tabell 3). Vart 5:e djur från sjöarna och nästan vartannat från vattendragen var en tvåvinge. Speciellt individrika var de i vattendragens forsmiljö där rikligt med Simuliidae (knott) och Chironomidae (fjädermyggor) insamlades. Totalt påträffades 18 familjer, 16 i sjöarna och 13 i

vattendragen. I medeltal insamlades 4,2 familjer i sjöarna och 6,9 i vattendragen. Flest familjer (8) från sjöarna insamlades i Skärvingen (Ånge), Skrängstasjön (Sundsvall) och Bastusjön (Sollefteå) medan Sulån (Sundsvall) med sina 10 var det rikaste vattendraget. I alla sjöar och vattendrag finns representanter för Chironomidae (fjädermyggor) och Ceratopogonidae (svidknott). I alla vattendrag fanns även Simuliidae (knott). I var fjärde sjö eller mer påträffades även Tabanidae (broms), Culicidae (stickmyggor), Empididae (dansflugor), Limoniidae inklusive Pedicidae (harkrankar) samt Dixidae (u-vinklad mygglarv) och i vart fjärde vattendrag harkrankar, dansflugor, broms och Psychodidae (fjärilsmyggor). Bland familjenamnen finns artnamnet *Phalacrocera replicata*. Arten tillhör familjen Cylindrotomidae (även det harkrankar) med några enstaka igenkännbara arter varav denna är den enda påträffade i inventeringen.

Det kanske mest anmärkningsvärda fynden är de 6 sjöfynden av Simuliidae. Simuliidae är helt knutna till rinnande vatten och fynd i stillastående vatten får anses mycket anmärkningsvärt. Ett par av fynden har skett i närheten av ut- eller inlopp men t ex fyndet i Stor-Fängsjön (Sollefteå) ligger enligt topografiska kartan c a 1 kilometer från närmaste rinnande vatten! Flera av familjerna inom Diptera



Knottlarver (Simuliidae) påträffades i alla inventerade vattendrag. Mera oväntat var dock de 6 sjöfynden av knott. Teckning Eva Engblom.

har vi människor ett speciellt förhållande till, särskilt sommartid. Som kuriosa kan nämnas att flest stickmygglarver insamlades i Kråkstasjön (Sundsvall) tätt följd av Storsjön (Timrå) och att överlägset flest svidknottlarver påträffades i Byån (Härnösand). Här bör dock påpekas att hur mycket vuxna flygande individer som påträffas sommartid

vid dessa vatten avgörs av en rad olika förhållanden så resultaten innebär inte att en människa behöver vara mer utsatt här än någon annanstans. Att vi fann flest stickmygglarver i den sura och sedan länge fisklösa Kråkstasjön är sannolikt inte en tillfällighet eftersom larverna är känsliga för predation av fisk.

Tabell 11. Tabellen visar i hur stor andel (%) av håvproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

| Tvåvingarnas habitatval | | | | | | |
|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
| Chironomidae | 100,0 | 100 | 99 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| Ceratopogonidae | 97,0 | 98 | 87 | 87,3 | 92,7 | 85,7 |
| Tabanidae | 39,4 | 64 | 28 | 21,5 | 46,3 | 19,0 |
| Culicidae | 34,3 | 12 | 33 | 2,5 | 12,2 | 1,2 |
| Empididae | 29,3 | 92 | 18 | 19,0 | 43,9 | 80,0 |
| Limoniidae | 27,3 | 98 | 17 | 15,2 | 78,0 | 95,2 |
| Dixidae | 24,2 | 16 | 24 | 0 | 17,1 | 1,0 |
| Dolichopodidae | 16,2 | 0 | 10 | 7,6 | 0 | 0 |
| Muscidae | 13,1 | 10 | 10 | 5,1 | 4,9 | 4,8 |
| Tipulidae | 10,1 | 18 | 5 | 5,1 | 9,8 | 5,7 |
| <i>P. replicata</i> | 9,1 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| Chaoboridae | 7,1 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Ptychopteridae | 0 | 10 | 0 | 0 | 4,9 | 4,8 |
| Psychodidae | 0 | 38 | 0 | 0 | 17,1 | 17,1 |
| Simuliidae | 6,1 | 100 | 4 | 0 | 85,4 | 100,0 |

Stillastående eller rinnande vatten?

I tabell 11 redovisas habitatvalet för diptera. Familjerna Culicidae, Dolichopodidae (stiltflugor), och Chaoboridae (tofsmyggor) samt arten *P. replicata* har påträffats i mer än dubbelt så stor andel i sjöar än i vattendrag medan Tabanidae, Empididae, Limoniidae/Pediciidae, Ptychopteridae (glansmyggor), Psychodidae och Simuliidae tycks föredra rinnande vatten. Ingen av familjerna tycks föredra exponerad strand före skyddad strand medan Chaoboridae, *P. replicata*, Dixidae och Culicidae är

knuten till den skyddade stranden. Chaoboridae är bara påträffad i mindre grunda och näringsrika sjöar med ingen eller mycket svagt utvecklad exponerad strand. Sjöar som medtagits i inventeringen för sina ornitologiska värden. I vattendragen så är det endast Empididae som kan sägas föredra ett liv i forsmiljön medan en markant större andel av Tabanidae, Culicidae och Dixidae har insamlats från selen. Samtliga resultat är förväntade med undantag från sjöfynden av Simuliidae.

Litteratur

- Andersson, H., 1997: Diptera Ptychopteridae, Phantom Crane Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 193-208. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Brinkmann, R., 1997: Diptera Cylindrotomidae. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 99-104. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Chvala, M., & Jezek, J., 1997: Diptera Tabanidae, Horse Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 295-310. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Dahl, C., 1997: Diptera Culicidae, Mosquitoes. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 163-186. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Dolezil, Z., & Rozkosny, R., 1997: Diptera Syrphidae, Hover Flies - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 347-362. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Hedströms, L., 1997: Diptera Dolichopodidae, Long-legged Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 345-346. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Hofsvang, T., 1997: Diptera Tipulidae, Crane flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 93-98. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Jensen, F., 1997: Diptera Simuliidae, Black Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 209-242. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Lindgaard, C., 1997: Diptera Chironomidae, Non-biting Midges. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 265-294. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Reusch, H. & Oosterbroek, P., 1997: Diptera Limoniidae & Pedicidae, Short-palped Crane flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 105-132. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Rozkosny, R., 1997: Diptera Sciomyzidae, Snail-killing Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 363-382. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Rozkosny, R., 1997: Diptera Stratiomyidae, Soldier Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 321-332. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Rozkosny, R. & Gregor, F., 1997: Diptera Muscidae, Muscid Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 411-426. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Saether, O. A., 1997: Diptera Chaoboridae, Phantom midges. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 149-162. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Smith, K. G.V., 1997: Diptera, Introduction to immature stages. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 79-92. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Szadziewski, R., Krzywinski, J. & Gilka, W., 1997: Diptera Ceratopogonidae, Biting Midges. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 243-264. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Wagner, R. H., 1997: Diptera Dixidae, Meniscus midges. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 145-148. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Wagner, R. H., 1997: Diptera Empididae, Dance Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 333-344. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).
- Wagner, R. H., 1997: Diptera Psychodidae, Moth Flies. - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 133-144. ISBN 87-88757-15-3 (Vol. 2).

Arter/taxa från inventeringen

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|-----------------------------|-------------|------------------|
| Tipulidae | 10 | 9 |
| Cylindrotomidae | | |
| Phalacrocera replicata | 9 | 0 |
| Limoniidae/Pedicidae | 27 | 49 |
| Psychodidae | 0 | 19 |
| Dixidae | 24 | 8 |
| Chaoboridae | 7 | 0 |
| Culicidae | 34 | 6 |
| Ptychopteridae | 0 | 5 |
| Simuliidae | 6 | 50 |
| Ceratopogonidae | 96 | 49 |
| Chironomidae | 99 | 50 |
| Tabanidae | 39 | 32 |
| Stratiomyidae | 1 | 0 |
| Empididae | 29 | 46 |
| Dolichopodidae | 16 | 0 |
| Syrphidae | 2 | 0 |
| Sciomyzidae | 1 | 0 |
| Muscidae | 13 | 5 |

BLÖTDJUR

I Sverige har 45 snäckarter påträffats i sötvatten. Med hjälp av hävning och ett speciellt sök efter snäckor har 20 arter påträffats under denna inventering. Småmusslor är mycket svåra att artbestämma och har därför bara som längst diagnosticerats till släkte. I Stödesjön (Sundsvall) påträffades 10 snäckarter och var därmed den artrikaste sjön. I vattendragen påträffades som mest 4 snäckarter. De tre vanligaste snäckarterna var *Radix ovata*, *Gyraulus acronicus* och *Bathymphalus contortus*. Det kanske märkligaste fyndet var en riklig förekomst av *Viviparus contectus* i Svedjeån (Kramfors). Tidigare var arten ej påträffad i sötvatten norr om Blekinge! Inventeringen visar också att i sjöarna minskar antalet snäckarter drastiskt i alkalinitetsintervallet 0,20-0,10 mekv/l (stabil vinter).

Under rubrik blötdjur behandlas de snäckor och musslor som påträffats under inventeringen med hävmetoden och snäcksoeket. Musslorna brukar delas in i stora och små musslor. Stora musslor omfattar dammusslor med släktena *Anodonta* (2 arter) och *Pseudanodonta* (1 art), målarmusslor också med 3 arter alla med släktesnamnet *Unio* och flodpärlmussla 1 art *Margaritifera margaritifera*. I länet finns bara en känd lokal med målarmusslor och det är Selångersån nedströms Selångersfjärden (Sundsvall) tillika Sveriges nordligaste lokal. Någon speciell inventering riktad mot dammusslor som företrädesvis finns i sjöar och lugnflytande vattendrag har ej genomförts. Däremot har en länstäckande inventering av flodpärlmusslans förekomst i länets vattendrag gjorts. Resultatet av den redovisas i ett separat kapitel. De små musslorna (familj Sphaeriidae) är mycket svåra att diagnosticera till art. I Sverige har 23 småmusselarter påträffats. I inventeringen har familjen delats upp i de båda släktena *Pisidium* (ärtmusslor) och *Sphaerium* (klotmusslor). Ytterligare ett släkte representerad av arten *Musculium lacustre* kan ha påträffats i inventeringen. Arten har i sådant fall fått släktesnamnet *Sphaerium*. Musslor är filtrerande djur. Mestadels utgör algerna i det vatten som filtreras dess föda. Sphaeriidae är hermafroditer och kan alltså befrukta sig själv och har en livstid kortare än ett år. I varmare vatten kan fler än en generation bildas per år.

I Sverige har 45 arter snäckor påträffats i sötvatten. Snäckorna delas in i snäckor med gälar eller snäckor med lunga. De gälade snäckorna delas i sin tur upp i fram- respektive bakgälade snäckor. De bakgälade lever i havet men av de framgälade (*Prosobranchia*) finns representeranter bland våra sjöar och vattendrag. Lungsnäckorna kallas Pulmonata och är den artrikaste gruppen i sötvatten. Alla lungsnäckor är hermafroditer och behöver alltså ej para sig men föredrar att göra det. De flesta arterna är ettåriga. Snäckornas föda består till största delen av bottenstruktens algfilm som de skrapar/betar av med sina mundelar. Framför allt snäckorna men även musslorna är mycket viktiga födoorganismer för fisk. I inventeringen har 20 taxa snäckor påträffats varav 5 framgälade och 15 lungsnäckor.

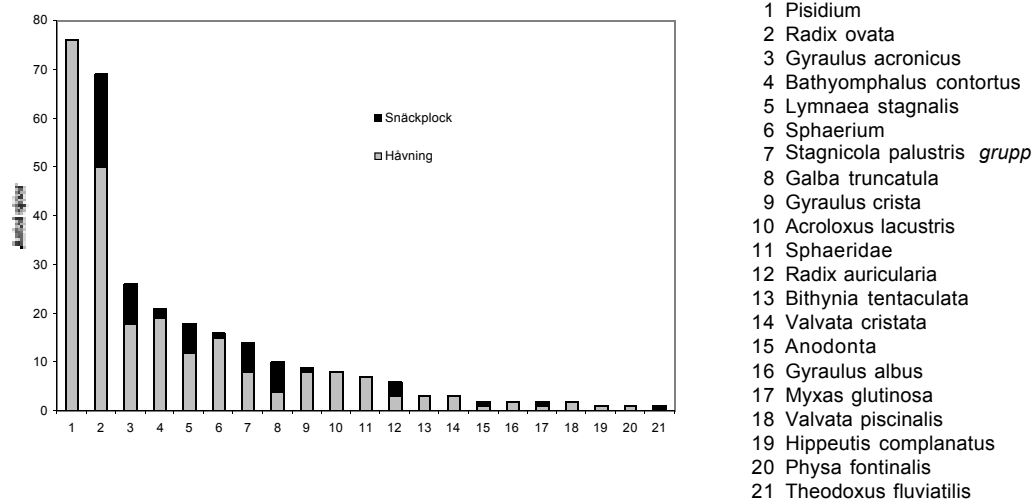
Andelen av bottenfaunasamhället

Andelen individer blötdjur av den totala fångsten med häv är ungefär lika stor i sjöarna (5,0 %) som i vattendragen (4,7 %). Fördelningen mellan de mer skyddade stränderna och de mer exponerade var lika medan blötdjurens andel var ca 5 ggr så stor i selmiljön än forsmiljön, 10,5 % mot 2,7 %. Av inventeringens diagnosticerade taxa utgjorde blötdjuret i sjöar 8,2 % och i vattendragen 6,7 %. Trots att andelen individer var betydligt fler i selen så påträffades en något större andel taxa i forsmiljön, 8,2 % mot 5,8%. I medeltal fångades 1,5 taxa snäckor per sjö både med häven och vid snäckplock. Medeltal för sjöarna med båda metoderna sammanräknade var 2,0. I nästan alla sjöar påträffades dessutom småmusslor i hävprovet. I de 50 vattendragen insamlades i medeltal 2,9 taxa snäckor och musslor. Siffran för enbart snäckor var 1,6.

I 7 sjöar påträffades mer än 5 snäckarter. Artikast var Stödesjön (Sundsvall) med 10 arter. Övriga sjöar med fler än 5 arter var Selångersfjärden (8), Mingen (7) och Skrängstasjön (6) (Sundsvall), Lesjön och Vågsfjärden (6) (Kramfors) och Helgumsjön (8) (Sollefteå). Samtliga av sjöarna har en god vattenkvalitet ur försurningssynpunkt. Att notera är också att 5 av sjöarna är intressanta fågel-sjöar. I 19 sjöar påträffades ingen snäckart alls. Av dessa 19 hade 16 surt vatten vid inventeringstillfället och numer ingår 14 av dem i länets kalkningsprogram. I 11 av vattendragen insamlades fler än 2 snäckarter. Liksom för sjöarna så hade dessa artrikare vatten god vattenkvalitet ur försurningssyn-

punkt. Sulån (Sundsvall), Harrån (Ånge), Svedjeån (Kramfors) samt Lafsan (Sollefteå) med 4 arter vardera var de artrikaste vattendragen. I 9 vattendrag saknades snäckor. Bland dessa 9 fanns inventeringens suraste men även några av de mindre vattendragen.

akvatisk än de andra arterna och hittades ofta sittandes på stenar och annat substrat precis vid vattenlinjen ibland t o m lite ovanför om det var fuktigt. Arten är även känd för att trivas i mycket små vattensamlingar även sådana som torkar ut och



Figur 13. Förekomsten av snäckor och musslor i de 99 sjöarna fördelat på hävning och snäckplock

Vanliga och ovanliga taxa

Av de båda småmusselsläktena så har *Pisidium* (ärtmusslorna) varit de vanligaste med fynd i 76 sjöar och samtliga inventerade vattendragssträckor. *Sphaerium* (klotmusslor) insamlades från 15 sjöar och 8 vattendrag. Länets vanligaste snäckart är utan tvekan *Radix ovata* (tidigare *Lymnaea peregra*). Den påträffades i 69 av sjöarna och i 39 av vattendragen. *R. ovata* är den art som är minst kräsen i sitt val av livsmiljö. Arten är även vanlig i våra nordiska grannländer, Ryssland och Brittiska öarna. Den näst vanligaste arten i länets sjöar och vattendrag är *Gyraulus acronicus*. Även *G. acronicus* är en vitt utbredd art som dock är något ovanligare i södra Sverige. De två nämnda tillsammans med *Bathymorphalus contortus* och *Stagnicola palustris* typ är, av de något vanligare snäckorna, de som verkar tåla surt vatten bäst i våra sjöar (se fig 14). *S. palustris* typ är ett samlingsnamn på de svårskiljbara arterna *Lymnaea corvus*, *L. vulnerata*, *Stagnicola palustris* och *S. occulta*. Till de något vanligare snäckorna hör även vår största snäckart *Lymnaea stagnalis* som påträffats i 18 sjöar.

Galba truncatula är sannolikt betydligt vanligare i länet än vad som framgår av resultaten. Arten är oftare påträffad under snäcksök än vid hävning. Det kan förklaras av att snäckan är lite mer semi-

alltså ej omfattas av inventeringen. Arten är mellanvärd för leversjuka (*Fasciola hepatica*). En annan art som sannolikt är vanligare än vad inventeringen visar är *Valvata piscinalis*. Den håller gärna till på något djupare vatten än vad som varit det vanliga undersökningsdjupet (0–1 m) i inventeringen.

Gruppen snäckor har varit den faunistiskt mest intressanta gruppen i inventeringen. Orsaken till det är de många anmärkningsvärda fynden som gjorts. Förvisso var snäckfaunan sedan tidigare dåligt känd inom regionen men det är inte hela förklaringen. En mängd fynd är Sveriges nordligaste eller tätar igen en stor utbredningslucka mellan norr och söder. *Gyraulus crista* har påträffats i 9 sjöar och 2 vattendrag. Arten har mycket stora krav på vattnets kalkinnehåll (se figur 14). Arten förekommer sammanhängande upp till södra Dalarna. Därutöver är arten funnen på några ställen i Jämtlands kalkrika områden och nåt enstaka fynd i nordligaste Sverige. I inventeringen är den funnen i var femte sjö som har en alkalinitet vintertid över 0,15. Samtliga 8 sjöar med fynd av *Acroloxus lacustris* är de nordligaste i Sverige. *Radix auricularia* är en huvudsakligen östlig art men med en vid utbredning. Arten är vanlig över hela sitt utbredningsområde. I Sverige finns den registrerad från

de sydligaste landskapen, mellersta Sverige upp till Hälsingland och enstaka fynd längs norrlandskusten. Inventeringens 6 sjöar och 1 vattendrag visar att artens förekomst i mellersta Sverige bör utvidgas till att omfatta även länet. Arten måste dissikeras för att en säker diagnostisering skall kunna ske. Det kan vara en del av en förklaring till artens sparsamma kända förekomst.

Bithynia tentaculata förekommer sporadiskt norr om Dalarna och då enbart längs kusten. Arten är hos oss påträffad i 3 näringsrika och välbuffrade kustnära sjöar. Motsvarande förhållande gäller för *Valvata cristata*. De två fynden av *Gyraulus albus* i Selångersfjärden och Mingen (Sundsvall) är förutom ett par fynd av arten i Norrbotten ej funnen så långt norrut i Sverige. *Myxas glutinosa* (missgynnad, NT) är ovanlig även inom det område som omfattar dess sammanhängande utbredning, södra Sverige upp till Värmland-Hälsingland. Det finns även en isolerad förekomst av arten längst upp i Bottenviken. Hos oss är den påträffad i 2 inventeringssjöar, Helgumsjön (Sollefteå) och Skrängstasjön (Sundsvall). Arten har dessutom påträffats utanför ramen av denna inventering i Marmen (Sundsvall). *Ancylus fluviatilis* påträffades under inventeringen i Sulån (Sundsvall). Ytterligare en lokal kunde registreras under pågående flodpärlmussleinventering och det var Linån (Sundsvall).

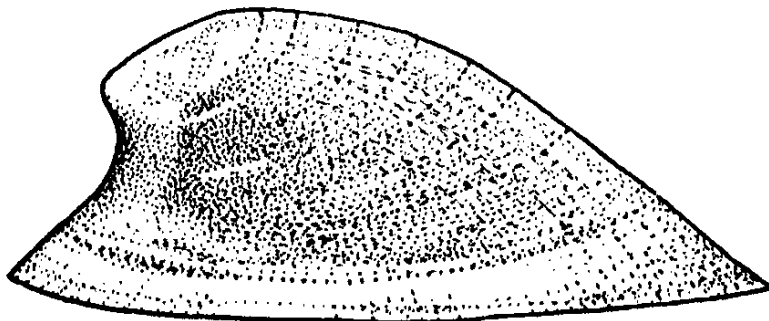
Fynden av *Hippeutis complanatus* i VästerRännöbodsjön (Sundsvall), *Theodoxus fluviatilis* Bysjön Ulvön (Örnsköldsvik) och *Viviparus contectus* Svedjeån (Kramfors) är de nordligaste fynden i Sverige. *H. complanatus* är tidigare funnen upp till Dalarna. *T. fluviatilis* finns inom två områden i södra Sverige, dels i Skåne och dels i mälardalsskåpan och centrala Östergötland. Fyndet av arten på

en klippvall i Bysjön får anses mycket anmärkningsvärt. Arten kan betraktas som en brackvattenart eftersom den tål en salthalt på 16 promille.

T. fluviatilis är funnen upp till norra bottenviken. Ett kanske ännu märkligare fynd är *V. contectus* i Svedjeån. Arten förekommer från strax uppströms Edsfjärden och ned mot havet. Nedströms Edsfjärden fanns enorma mängder av arten. Troligtvis så dominerade arten ur biomassesympunkt. *V. contectus* var tidigare i Sverige endast påträffad upp till Blekinge! Arten har även påträffats i Ångermanälven vid Bjärträ Kramfors kommun.

Alla dessa fynd utgör tillsammans naturligtvis ett faunistiskt intressant fenomen. Gemensamt för alla dessa fynd är att de förekommer i vatten med stort kalkinnehåll. Dessutom är de flesta av vattnen något näringsrikare än gemene vatten i dessa trakter samt är oftast belägna kustnära. Två tänkbara förklaringar till fynden är mest troliga.

Förekomsten av arterna skall betraktas som relikter från den varmare period som rådde här för ca 5000 år sedan. De har lyckats leva kvar i livskraftiga populationer i de mest gynnsammaste vattnen. Dessa förekomster kan jämföras med de inom botaniken välkända fynden av sydligare arter vid sydväxtberg. En annan förklaring kan vara att arter kontinuerligt sprids t ex via fåglar eller människor och när de hamnar i gynnsamma miljöer så kan de lyckas etablera sig som livskraftiga populationer. Troligtvis så förekommer båda delarna. Det ligger nära till hands att förklara fyndet av *V. contectus* med spridning genom t ex båttrafik och *T. fluviatilis* med att den i den mycket kalkrika Bysjön blivit kvar sedan det var en havsvik. Bysjön ligger på ca 50 meters höjd och låg med andra ord vid havsytan för sådär 5000 år sedan. Klart är i alla fall att



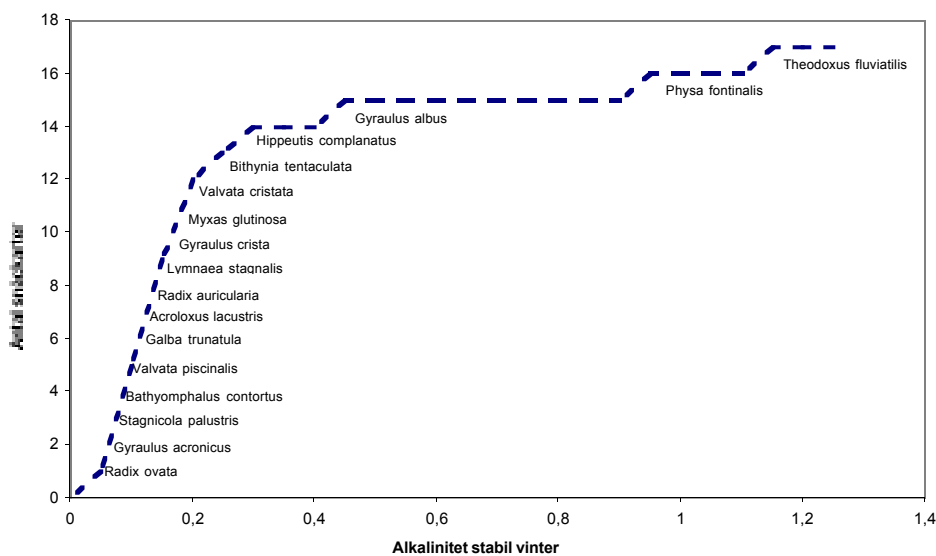
Snäckan *Ancylus fluviatilis* förekommer sällsynt i länets rinnande vatten. Under inventeringen har den bara påträffats i 2 vattendrag. Teckning Eva Engblom.

klimatet längs kusten kan ses som den nordligaste möjligheten för många arter att existera. I länet finns både växtzonerna III och IV längs kusten representerade medan det norr om länet bara finns zon V och däröver. Som kuriosa kan nämnas att i länet finns även sydgränsen för en art, *Valvata sibirica*. Arten har påträffats i Bodumsjön (Örnsköldsvik), dock ej inom ramen för denna inventering. Arten påträffades av Per Mossberg i samband med att en utredning av miljökonsekvenserna av en korttidsreglering av Gissjön, Gideälven.

Snäckorna trivs bäst i kalkrika vatten

I figur 14 redovisas sjöarnas snäckfynd i relation till den alkalinitet som uppmätts i sjöarna under stabil vinter. Figuren visar att en alkalinitet överstigande 0,20 mekv/l är nödvändig för att den övervägande delen av snäckorna skall trivas. Under alkaliniteten 0,20 mekv/l påbörjas snäckornas

ättestupa. Endast en art är påträffad då alkaliniteten understiger 0,05 mekv/l och det är *R. ovata*. Alkaliniteten 0,05 mekv/l är ett viktigt riktmärke inom kalkningplaneringen. Då alkaliniteten understiger 0,05 så bedöms vattnet vara så surt att det bör kalkas. Det är naturligtvis helt befängt om man kalkar för att skydda all biologisk mångfald. Sjöar som hyser arter som ex *G. crista*, *A. lacustris* och *L. stagnalis* måste naturligtvis åtgärdas i ett betydligt tidigare skede om deras alkalinitet minskar. I kalkrikare vatten är dessa arter inte alltför ovanliga. Under inventeringen så fick *L. stagnalis* smeknamnet vattnets orkide. Arten förekom i c a var femte inventeringssjö men i hälften av de sjöar som hade en alkalinitet >0,12 mekv/l. Det är vår största sötvattenssnäcka och faktiskt riktigt vacker. Då ett fynd av den arten görs längs en sjöstrand så finns knappast några av de problem som normalt förknippas med surt vatten.



Figur 14. Figuren visar vid vilken lägsta alkalinitet de olika snäckarterna har påträffats i sjöarna. Alkaliniteten är uppmätt under stabil vinter.

Tabell 12. Tabellen visar i hur stor andel (%) av håvproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

| Blötdjurens habitatval | | | | | | |
|-------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
| Pisidium | 76,8 | 100 | 64 | 55,7 | 90,2 | 64,8 |
| R. ovata | 50,5 | 78 | 34 | 32,9 | 70,7 | 41,0 |
| B. contortus | 19,2 | 12 | 18 | 12,7 | 4,9 | 3,8 |
| G. acronicus | 18,3 | 30 | 13 | 15,2 | 22,0 | 14,3 |
| Sphaerium | 15,2 | 16 | 12 | 3,8 | 12,2 | 4,8 |
| L. stagnalis | 12,1 | 8 | 12 | 1,3 | 7,3 | 1,9 |
| A. lacustris | 8,1 | 0 | 5 | 5,1 | 0 | 0 |
| G. crista | 8,1 | 4 | 5 | 5,1 | 2,4 | 1,0 |
| S. palustris typ | 8,1 | 4 | 8 | 0 | 2,4 | 1,9 |
| G. truncatula | 4,0 | 12 | 2 | 0 | 9,8 | 1,9 |
| B. tentaculata | 3,0 | 0 | 2 | 2,5 | 0 | 0 |
| R. auricularia | 3,0 | 2 | 2 | 1,3 | 2,4 | 0 |
| V. cristata | 3,0 | 2 | 0 | 1,3 | 0 | 0 |
| V. piscinalis | 2,0 | 4 | 2 | 0 | 2,0 | 1,0 |
| M. margaritifera | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1,9 |

Stillastående eller rinnande vatten?

I tabell 12 redovisas snäckornas och musslornas val av livsmiljö. Av de tre vanligaste snäckorna så tycks *B. contortus* vara den som kanske mest vill ha en skyddad miljö. Till skillnad mot *R. ovata* och *G. acronicus* så har den en större andel av fynden från sjön och dessutom en liten men dock förkärlek för den skyddade stranden. Av de arter som är lite mer vanliga så verkar det som om *A. lacustris* är den vanligaste sjölevande arten. Arten är dock funnen i lika stor andel på skyddad som exponerad strand.

L. stagnalis och *S. palustris* typ är de snäckor som enligt resultaten helst föredrar sjöarnas skyddade stränder. Av resultaten så kan man tro att *G. truncatula* är vanligare i rinnande vatten än sjöar men resultatet kan med största sannolikhet förklaras av en kombination av provtagningsmetoden och artens levnadssätt, se tidigare diskussion. Molluskerna förekommer generellt sett mer frekvent i vattendragens sel än i dess forsmiljö. Undantag då för flodpärlmusslan naturligtvis.

Litteratur

Boycott, A.E. 1936. The habitats of freshwater Mollusca in Britain. - J. Anim. Ecol. 5: 116-186.

Hubendick, Bengt 1949. Våra snäckor. Snäckor i sött och bräckt vatten. - Albert Bonniers förlag, Stockholm.

Ökland, Jan 1990. Lakes and snails: Environment and Gastropoda in 1500 Norwegian lakes, ponds, and rivers. ISBN 90-73348-02-1.

Arter/taxa från inventeringen

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|-----------------------------|-------------|------------------|
| GASTROPODA | | |
| PROSOBRANCHIA | | |
| Neritidae | | |
| Theodoxus fluviatilis | 1 | 0 |
| Viviparidae | | |
| Viviparus contectus | 0 | 1 |
| Bithyniidae | | |
| Bithynia tentaculata | 3 | 0 |
| Valvatidae | | |
| Valvata cristata | 3 | 0 |
| V. piscinalis | 2 | 2 |
| PULMONATA | | |
| Acroloxidae | | |
| Acroloxus lacustris | 8 | 0 |
| Lymnaeidae | | |
| Myxas glutinosa | 2 | 0 |
| Lymnaea stagnalis | 18 | 4 |
| Stagnicola palustris typ | 14 | 2 |
| Galba truncatula | 10 | 6 |
| Radix peregra | 0 | 2 |
| R. ovata | 69 | 39 |
| R. auricularia | 6 | 1 |
| Ancylidae | | |
| Ancylus fluviatilis | 0 | 1 |
| Planorbidae | | |
| Bathyomphalus contortus | 21 | 6 |
| Gyraulus albus | 2 | 0 |
| G. acronicus | 26 | 15 |
| G. crista | 9 | 2 |
| Hippeutis complanatus | 1 | 0 |
| Physidae | | |
| Physa fontinalis | 1 | 0 |
| BIVALVIA | | |
| Anadontidae | | |
| Anodonta | 2 | 1 |
| Margaritiferidae | | |
| Margaritifera margaritifera | 0 | 2 |
| Sphaeriidae | | |
| Pisidium | 76 | 50 |
| Sphaerium | 16 | 8 |

ÖVRIGA DJUR

Till gruppen övriga djur har ett antal djurgrupper förts som representeras av få taxa. Det kan dels vara svårbestämda grupper såsom t ex fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och vattenkvalster (*Hydracarina*) men även grupper med enstaka arter såsom t ex vattenspindeln (*Argyroneta aquatica*). Även kräftdjur (*Crustacea*) och sävsländor (*Megaloptera*) har först till gruppen övriga. Vanligaste kräftdjuret var *Asellus aquaticus* (sötvattengråsugga). Av märkräftorna var *Gammarus pulex* den vanligaste med fynd i 9 sjöar och 8 vattendrag. I sjön Torrningen (Ånge) påträffades både *Gammarus lacustris* och *G. pulex* vilket är mycket ovanligt. Vanligaste sävsländan i sjöar var *Sialis lutaria* och i vattendragen *Sialis fuliginosa*. Intressant är att 3 sjöfynd av den till rinnande vatten knutna *S. fuliginosa* noterats under inventeringen.

Under denna rubrik samlas de djurgrupper som representeras av få taxa i inventeringen. Hit hör den vattenlevande spindeln *Argyroneta aquatica*. Spindeln är vår enda riktigt vattenlevande spindelart. Andra spindlar kan ofta påträffas i anslutning till vatten men inte som denna under vattenytan. Spindelns finhåriga kropp är alltid mer eller mindre täckt av en luftfilm som ger kroppen ett silverfärgat utseende. Under vattenytan konstruerar den en luftklocka i anslutning till vattenväxter vilken fungerar som reträttplats och om honan gjort den även som yngelplats. Luftklockan fylls med luft som den hämtar från ytan. Spindlarna är rovdjur och simmar eller kryper aktivt omkring och jagar. Bytet som kan vara t ex en gråsugga tas med upp till ytan eller till luftklockan där det konsumeras. Under vattenytan finns rikligt med arter av vattenkvalster (*Hydracarina*). De är också rovlevande. De har t ex tidigare nämnts i kapitlet om skinnbaggat att de påträffats relativt ofta sittande under buksimmarnas täckvingar tillgodogörande sig deras kroppsvätskor. Vi har skiljt ut en art från de övriga vattenkvalstren *Hydracarina* och det är den röda, stora och mjuka *Limnocharis aquaticus* (gummibåtskvalster). Ganska ofta påträffas insekten *Collembola* (hoppstjärt) i proverna. Hoppstjärtarna lever på vattenytan eller alldeles vid strandkanten där de äter t ex pollen. I litteraturen anges en vattenlevande art *Podura aquatica* som är blågrå till färgen. Samtliga förekommande hoppstjärtar som påträffats i proverna kallas *Collembola*.

Sötvattensvampar (*Spongillidae*) är ett annat djur som då och då uppträder i proverna. Det finns 2 arter i Sverige platt- och spretig sötvattensvamp. *Ephydatia fluviatilis* (platt sötvattensvamp) har vid något enstaka tillfälle följt med provet. Sötvattensvamparna är betydligt vanligare förekommande i våra vatten en vad resultaten från denna inventering visar. I Sverige finns 5 vattenlevande fjärilar (*Pyralidae*). I endast 2 sjöar finns de noterade och då endast namngiven till familj. Troligt är att de är vanligare än så men att de förväxlats med terrestra larver. Nematoda (nematoder), *Oligochaeta* (fåborstmaskar) och *Tricladida* (virvelmaskar) är 3 djurgrupper som också behandlats på ett översiktligt sätt och endast behandlats som hela grupper. De få fynden av tagelmask (*Nematomorpha*) har fått släktesbenämningen *Gordius*.

Till gruppen Övriga djur har även *Crustacea* (kräftdjur) och *Megaloptera* (sävsländor) förts. Dessa grupper har dock diagnosticerats så långt som möjligt. De små planktoniska kräftdjuren såsom t ex musselkräftor, hopp- och hinnkräftor som då och då påträffas i proverna omfattas ej av denna inventering. De aktuella kräftdjuren är Isopoden *Asellus aquaticus* (sötvattengråsugga) och Amphipoderna *Gammarus lacustris*, *G. pulex* (båda märkräftor) och *Pallasea quadrispinosa* (taggmärsla). Den senare hör till istidsrelikterna och tas upp mer i kapitlet som behandlar istidsrelikter. Djurens föda består av dött organiskt material. En stor del av vinterhalvåret sitter hanen och honan förenade i något som kallas precopulastadium. Efter genomförd befruktning bär honan äggen och de första larvstadierna i en äggkammare (marsupie). De senare frisimmande larverna liknar de vuxna. *Megaloptera* finns representerade av 3 arter *Sialis fuliginosa*, *S. lutaria* och *S. sordida* i inventeringen. I Sverige har 5 arter påträffats. Sävsändorna har fullständig utveckling innefattande ägg, larv, puppa och ett vuxet stadium. Larvstadiet är c a 2 år och tillbringas i vattnet. Larven är ej beroende av att ta sig till vattenytan för att andas. Den är ett utpräglat rovdjur och dess föda består av andra djur eller individer av sin egen art. Tidigt på våren lämnar larverna vattnet och gräver in sig i jorden och förpuppas. Efter några veckor kläcks puppan och den vingade insekten som är en rätt dålig flygare håller sig i närheten av vattnet där honan sedermera lägger sina ägg på bladundersidor ovan vattenytan.

Vanliga och ovanliga taxa

I nästan alla sjöar finns fåborstmaskar (97 sjöar), vattenkvalster (93 sjöar) och gråsuggor (82 sjöar). Nematoder (55 sjöar) och hoppstjärtar (44 sjöar) påträffades i c a hälften av sjöarna.

Sötvattengråsuggan påträffas ofta i fiskmagar och med tanke på hur vanlig arten är i länets sjöar så är arten sannolikt en av de viktigare näringsdjuren för fisk i länet. Många typer av kvalster har påträffats under inventeringen. Tyvärr så har ej tillräckligt med kunskap funnits tillgänglig för att våga diagnostisera längre än till Hydracarina. Vi tror att en ökad kunskap om vattenkvalster inte bara skulle ge intressant faunistisk kunskap utan att de även kan bidra som indikatorer på vattenkvalitet. Den art som skiljts ut *L. aquaticus* påträffades i 36 sjöar. Den vanligaste sävsländan var *S. lutaria* med 28 sjöfynd. Sävsländorna brukar delas in i 2 grupper, lutaria- och fuliginosa- gruppen. Den sistnämnda gruppen är knuten till rinnande vatten. Det är därför anmärkningsvärt att 3 fynd har gjorts i sjöar av *S. fuliginosa*. Larverna är tagen i Mingen och

Väster-Lövsjön (Sundsvall) samt Västra Vattensjön (Ånge). Fynden kan ej förklaras av närhet till rinnande vatten.

Vanligaste Amphipoden var *Gammarus pulex*. Störst chans att påträffa märkräftan finns hos oss i vatten belägna under högsta kustlinjen (HK) som har god vattenkvalitet ur försurningsynpunkt. *G. lacustris* har bara påträffats i en av sjöarna och det var Torringen (Ånge). Torringen är en näringsfattig välbuffrad klarvattensjö belägen 394 meter över havet. Det märkliga är att i den sjön påträffades även *G. pulex*! Samexistens av de båda arterna är inte så vanligt i Sverige. *G. pulex* kan till skillnad från *G. lacustris* ej spridas luftvägen. Den naturliga spridningsvägen för *G. pulex* är via Getterån som rinner från Torringen till Ljungan. För att denna spridningsväg ska ha varit möjlig att forcera får det inte ha funnits något naturligt vandringshinder för arten mellan Getteråns högsta kustlinje och Torringen. Istidsrelikten *P. quadrispinosa* har bara

Tabell 13. Tabellen visar i hur stor andel (%) av hävproverna från de olika miljöerna som arterna påträffats i. För att tydligare skilja på skyddad och exponerad strand så har de exponerade lokalerna med betydande inslag av vattenväxter och finsediment ej medtagits. N= antal inventerade sjöar, vattendrag, skyddade, exponerade, sel eller forslokaler.

1. Förekomst i sjöar (%), N= 99
2. Förekomst i vattendrag (%), N=50
3. Förekomst på skyddade lokaler (%), N=100
4. Förekomst på exponerade lokaler (%), N= 79
5. Förekomst på sellokaler (%), N=41
6. Förekomst på forslokaler (%), N=105

| Övriga djurs habitatval | | | | | | |
|----------------------------------|------|-----|----|------|------|------|
| ART/TAXA | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. |
| Oligochaeta | 98,0 | 100 | 94 | 98,7 | 100 | 100 |
| Hydracarina | 93,9 | 98 | 68 | 81,0 | 82,9 | 80,0 |
| <i>A. aquaticus</i> ¹ | 82,8 | 76 | 77 | 81,0 | 73,2 | 42,9 |
| Nematoda | 55,6 | 36 | 17 | 50,6 | 17,1 | 15,2 |
| Collembola | 44,4 | 26 | 42 | 12,7 | 14,6 | 8,6 |
| <i>L. aquaticus</i> | 36,4 | 2 | 23 | 21,5 | 2,4 | 0 |
| <i>S. lutaria</i> | 28,3 | 18 | 19 | 7,6 | 43,9 | 2,9 |
| <i>A. aquatica</i> ² | 21,2 | 8 | 19 | 7,6 | 9,8 | 1,0 |
| <i>S. sordida</i> | 14,1 | 4 | 5 | 6,3 | 4,9 | 0 |
| <i>Sialis</i> | 13,1 | 20 | 9 | 3,8 | 14,6 | 4,8 |
| <i>Tricladida</i> | 11,1 | 44 | 4 | 8,9 | 22,0 | 18,1 |
| <i>G. pulex</i> | 9,1 | 16 | 6 | 7,6 | 12,2 | 10,5 |
| <i>S. fuliginosa</i> | 3,0 | 86 | 1 | 2,5 | 61,0 | 50,5 |

1 Sötvattengråsugga, *Asellus aquaticus*, 2 Vattenspindel, *Argyroneta aquatica*

påträffats strandnära i en sjö. Det beror på att arten lämnar strandzonen och går djupare så fort det blir lite varmare i vattnet. Fyndet är från en tidig försommarprovtagning i Viggesjön (Sundsvall).

Även i vattendragen så fanns fåborstmaskar (50 vattendrag) och vattenkvalster (49 vattendrag) i så gott som alla inventerade vatten. Även sötvattengråsuggan var mycket vanlig i rinnande vatten med förekomst i 38 vattendrag. I vattendragen så var den vanligaste sävsländan *S. fuliginosa* med fynd i hela 43 vattendrag. En art som endast undantagsvis påträffades i sjöar. Intressant att notera är även att liksom för sjöarna så är *G. pulex* vår vanligaste märkräfta. Ett fynd finns av *G. lacustris* från vattendragen och det var i Lafsan (Sollefteå). Både Lafsan och Torringen ligger västligt i länet och över HK. *G. lacustris* som har ett beteende som medför att de kan fästa vid en fågelfjäder och lufttransporteras kan vara på spridning västerifrån och in i länet. Det får framtida studier visa.

Litteratur

Agassiz, D.J.L., 1996: Lepidoptera Pyralidae, (China Mark) Moths - In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 257-264. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).

Enckell, H. Per, 1980. Kräftdjur/Fältfauna. 685 sidor. Bokförlaget Signum i Lund. ISBN 91- 85330-27-2.

Mandahl-Barth, G. 1978. Småkryp i sötvatten. Fältbiologerna. ISBN 91-85094-63-3.

Stillastående eller rinnande vatten?

I tabell 13 redovisas de olika djurens habitatval. Maskar har vi påträffat i stort sett i alla tagna prov oberoende av livsmiljö. Eftersom maskarna finns en bit ned i bottensubstratet så är det ett tecken på att bottensubstratet har rörts om på ett tillfredsställande sätt vid provtagningen. De flesta av gruppen övriga är insamlade i en större andel i sjöarna. Resultatet för sävsländan *S. fuliginosa* styrker litteraturuppgiften att det är en art som är knuten till rinnande vatten. Nematoder påträffades i betydligt större andel i de exponerade än i de skyddade provena, 50,6 % mot 17 %. Till de taxa som trivs bättre på den skyddade stranden hör hoppstjärtar, sävsländan *S. lutaria* och vattenspindeln. Något djur bland gruppen övriga som föredrar ett liv i vattendragens forsmiljö finns ej utan antingen så är de överrepresenterade i selen eller påträffade i ungefär lika andelar.

Meinander, M., 1996: Megaloptera, Alder flies - In Nilsson, A.N. (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 105-110. ISBN 87-88757-09-9 (Vol. 1).

Segerstråle, Sven, G. 1954. The freshwater Amphipods *Gammarus pulex* (L.) and *Gammarus lacustris* G. O. Sars, in Denmark and Fennoscandia - a contribution to the late- and postglacial immigration history of the aquatic fauna of northern Europe. Commentationes Biologicae 15 (1), 1-91

Arter/taxa från inventeringen

| ARTER/TAXA | ANTAL SJÖAR | ANTAL VATTENDRAG |
|------------------------|-------------|------------------|
| Spongillidae | | |
| Ephydatia fluviatilis | 0 | 1 |
| COLLEMBOLA | 44 | 13 |
| OLIGOCHAETA | 97 | 50 |
| TRICLADIDA | 11 | 22 |
| NEMATODA | 55 | 18 |
| NEMATOMORPHA | | |
| Gordius | 0 | 2 |
| ISOPODA | | |
| Asellus aquaticus | 82 | 38 |
| AMPHIPODA | | |
| Gammarus lacustris | 1 | 1 |
| G. pulex | 9 | 8 |
| Gammarus | 0 | 1 |
| Pallasea quadrispinosa | 1 | 0 |
| MEGALOPTERA | | |
| Sialis fuliginosa | 3 | 43 |
| S. lutaria | 28 | 9 |
| S. sordida | 14 | 2 |
| Sialis | 13 | 10 |
| Pyralidae | 2 | 0 |
| HYDRACARINA | 93 | 49 |
| Limnocharis aquaticus | 36 | 1 |
| ARANEA | | |
| Argyroneta aquatica | 21 | 4 |

VAD PÅVERKAR ARTRIKEDOM I SJÖAR OCH VATTENDRAG?

Samband och modeller

En fråga som väckts i samband med inventeringen är vilka faktorer som påverkar artrikedomen i sjöarna och vattendragen. Inte bara av ren nyfikenhet, utan även med tanke på att bottenfaunans artrikedom är en god indikation på vattnets biologiska mångfald i stort. Att kunna beskriva allt som avgör bottenfaunans artrikedom är naturligtvis inte möjligt. Men vi kan i alla fall titta på bottenfaunan och se om det finns något samband med den information som samlats in om sjöarna och vattendragen under pågående inventering. Sambandet mellan antalet taxa och kringinformation har analyserats med dels enkel linjär korrelation (Pearson korrelationskoefficient, Statistica) och dels stegvis multipel regression (forward, $F > 4$ för att ingå, Statistica). Pearson korrelationskoefficient visar med minsta kvadratmetoden hur starkt det linjära sambandet är mellan två normalfördelade variabler i form av ett r -värde. En multipel regression innebär att sambandet mellan en beroende variabel (artrikedom) och flera oberoende variabler (kringinformation) undersöks. En stegvis (forward) multipel regression kan i korthet beskrivas så att den av de testade oberoende variablerna som har störst förklaringsgrad för artrikedom väljs ut först. Sedan kontrolleras resten av variablerna och den variabel som bidrar mest till att förklara artrikedom av de kvarstående variablerna väljs ut som nästa variabel i modellen osv. Om den valda variabeln har ett samband med de kvarvarande variablerna så följer deras bidrag också med, vilket innebär att de kvarvarande variablernas bidrag till förklaringsgraden kan ändras. Det kan innebära att variabler som i korrelationsanalysen har signifikant samband med artrikedom tappar sitt bidrag till förklaringsgraden liksom att variabler som inte hade något signifikant samband kan bli värdefulla och komma att ingå i modellen. Då inga variabler finns kvar som kan bidra med den förklaringsgrad som ställts som krav (F för att ingå) avslutas analysen och modellen för artrikedom är skapad.

Analysens förutsättningar

Det är viktigt att påpeka att analysen endast omfattar linjära samband. Ett linjärt samband innebär att en förändring av den oberoende variabeln motsvaras av en proportionell förändring av den beroende variabeln oavsett variablernas storlek. Många samband är inte så förskaffade i naturen.

I själva verket så råder i de flesta fall optimala betingelser vid en viss nivå. Varken riktigt höga eller låga pH-värden är gynnsamma för artrikedom och samma förhållande gäller för vattnets näringsrikedom. Det är därför viktigt att läsaren vet inom vilka gränser de analyserade variablerna ligger (undersökningens fönster). Detta finns redovisat i tabellerna som median och min-max. De olika variablernas fönster finns utförligare beskrivet i kapitlet som behandlar vattenkemi och morfologi samt i detta kapitel under rubriken beskrivning av provlokaler.

För att det skall vara meningsfullt att undersöka samband mellan olika variabler måste de insamlade uppgifterna vara kompatibla (jämförelsebara) vid analysen. Detta gäller såväl datas fördelning kring medelvärdet liksom dess fördelning i tid och rum. De båda använda statistiska analyserna förutsätter att data är normalfördelade (klockformade) dvs att avvikelserna från medelvärdet är lika stora på båda sidor om medelvärdet. Data som ej varit normalfördelade har transformerats med $\log x$, $\log x+k$, $\ln x$, x^n , x eller $x+k$ varpå det bäst normalfördelade alternativet valts ut visuellt. När det gäller datas jämförbarhet i tid och rum så är för de flesta ingående variablerna detta givet på förhand. De är i regel beskrivningar av relativt statiska förhållanden såsom marktyper, sjö- och vattendragsbeskrivningar samt provlokalernas utseende vid tillfället för bottenfaunaprovtagningen. De vattenkemiska data bör däremot kommenteras.

Vattenkemi från sjöarna baseras enbart på vinterprover (stabil period) tagna på 2 meters djup mitt i sjön. Detta skall jämföras med tidpunkten för bottenfaunaprovtagningen (senvår-försommar) vid sjöns strand. De vattenkemiska förhållandena som råder vid strandkanten vid tidpunkten för islossning (instabil period) är av stor betydelse för att förstå djurens förekomst. Tyvärr saknas alltså dessa vattenkemiska uppgifter. En ytterligare osäkerhet med data är att en del av en sjö, speciellt en skyddad vik, kan avvika från sjöns normala vattenkemiska karaktär. Om ett sådant bottenfaunaprov insamlats så kommer dess djursamhälle inte att vara representativt för sjöns vattenkemi. I vattendragen härrör vattenkemiska data från samma delsträcka som bottenfaunaprovet och vattenkemiska data

finns både från stabil och instabil period. Då en multipel regression skall utföras måste även hänsyn tas till de olika variablernas inbördes släktskap och deras reella (kausala) samband med den beroende variabeln. De variabler som ingår i analysen skall därför helst vara representanter för en funktionell grupp av variabler samt ha kausalsamband med den beroende variabeln, i detta fall artrikedom. I tabell 14 finns t ex flera variabler som i vår undersökning på ett eller annat sätt beskriver sjöstorlek och därmed har ett större eller mindre statistiskt samband med varandra (tillrinningsområdets yta, sjövolym, medeldjup, maximalt djup, sjöyta, strandlinjelängd och antal in/utlopp). Då alla ovan nämnda faktorer vägts samman blev vårt val av storleksrelaterade variabler till den stegvisa multipla regressionen tillrinningsområdets yta, sjövolym och strandlinjelängd. Relationen mellan de flesta av de oberoende variablerna i tabell 1 och 12 finns redovisade i kapitlen som behandlar vattenkemi respektive sjö- och vattendragbeskrivningar.

De variabler som ingår i den stegvisa regressionen är markerade med fet stil i tabell 1 och tabell 12. I tabellen över sjövariabler (tabell 1) är både pH och alkalinitet markerade. För antalet dagsländearter har pH använts medan alkaliniteten valts för övriga beroende variabler. Vidare så har genomgående antalet individer markerats med fet stil. Det skall läsas så att då t ex antalet arter av dagsländor skall analyseras tas bara antalet insamlade individer av dagsländor med i analysen o s v. I de fall variabeln antalet individer har ingått i modellen så har ytterligare en modell skapats där antalet individer utesluts ur analysen. Eftersom antalet individer i sig har samband med de undersökta variablerna så påverkar de även deras bidrag till modellen. Genom att utesluta antalet individer så kan vi renodla betydelsen av omgivningsvariablerna. Vi får då även en bättre uppfattning av det bidrag som antalet individer står för. Det är värdefullt då kunskapen om de olika djurgrupperna skall diskuteras. Analysen för sjöarna har gjorts på antalet taxa för

hela sjön d v s exponerat+skyddat prov och för vattendragen har enbart nedströms förs analyserats. I 6 av de 99 sjöarna finns bara ett bottenfaunaprovdärför ingår bara 93 sjöar i analysen. Resultatet av korrelationerna redovisas för sjöarna i tabell 1 och för vattendragen i tabell 12. I kapitlet diskuteras även en del signifikanta samband ($p < 0,05$) som tidigare redovisats i kapitlen "Vattenkemi" och "Beskrivning av sjöarna och vattendragen". Dessutom nämns några samband som ej redovisats på annat sätt än i den löpande texten i detta kapitel.

Sjöarna

Av de i sjöarna undersökta 32 omgivningsfaktorerna (se tabell 1) så var det 9 som hade signifikant samband ($p < 0,05$) med 5 eller fler av de 10 analyserade djurgrupperna (totalantalet taxa inräknade). Flest samband hade andelen öppen mark strandnära (7), andelen öppen mark i tillrinningsområdet (6) och sjöns höjd över hav (6). Med strandnära menas från stranden och 30 meter upp på land. Det finns ett starkt negativt samband mellan andelen öppen mark i tillrinningsområdet och strandnära öppen mark med sjöns höjd över hav ($r = -0,58$ och $r = -0,60$). Länets jordbruksmark ligger alltså icke förvånande på lägre höjd i terrängen. Även om denna inventering inte omfattar alla faktorer som påverkar de olika djurgruppernas antal så pekar resultaten på att inslag av jordbruksmark är viktigt då bottenfaunans artrikedom i sjöarnas litoral skall förklaras. För alla utom bäcksländorna ökade antalet taxa med ökad andel öppen mark och lägre höjd över hav. Inslag av jordbrukspåverkan ökar sjöns näringsstatus och möjlighet att hysa organismer av skilda slag. Men en sjö på låg höjd ger även andra fördelar för organismerna. Vi har under inventeringen sett att många arter har sin nordligaste utbredning i Sverige upp till länets kusttrakter. Den mest troliga förklaringen till det är att dessa sjöar även har ett gynnsammare lokalklimat. Det har t ex inneburit att en del mer värmekrävande arter kunnat leva kvar i dessa sjöar från den tid då klimatet var varmare.

Tabell 1. Samband (Pearson's korrelations koefficient) mellan antal funna taxa i hela sjön (exponerad +skyddad prov) och de beskrivande variablerna. Inom parentes anges typ av transformation. Signifikant ($p < 0,05$) samband har markerats med *. Variabler aktuella för stegvis multipel regression har markerats med fet stil. Antalet individer har dock bara ingått i analysen för just den aktuella djurgruppen (fet stil). Antalet observationer är 93 för alla variabler utom CaMg (N=91) och maximala provdjupet (N=86).

| | 1. Totalt | 2. Iglar (log x+1) | 3. Dagsländor | 4. Bäcksländor (log x+1) | 5. Trollsländor (\sqrt{x}) | 6. Skinnbaggar (\sqrt{x}) | 7. Skalbaggar (\sqrt{x}) | 8. Nattsländor (x) | 9. Tvåvingar (log x) | 10. Snäckor (\sqrt{x}) |
|---|-----------|--------------------|---------------|--------------------------|--------------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------|----------------------|----------------------------|
| Variabel, median, min-max, enhet, transform. | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. | 7. | 8. | 9. | 10. |
| Sjövolym, 5655, 8-404740 (10³m³) (log x) | 0,25* | 0,06 | 0,32* | -0,13 | -0,11 | 0,12 | 0,21* | 0,07 | -0,01 | 0,25* |
| Medeldjup, 6,5, 0,3-22,7 (m) (\sqrt{x}) | 0,00 | -0,00 | 0,13 | -0,14 | -0,15 | 0,03 | -0,05 | -0,04-0,14 | 0,05 | |
| Maximala djupet, 20, 0,6-66 (m) (\sqrt{x}) | 0,06 | -0,05 | 0,20* | -0,08 | -0,13 | -0,04 | 0,08 | -0,04 | -0,07 | 0,07 |
| Vattenutbytestid, 0,67, 0-8 (år) (log x+0,01) | -0,32* | -0,08 | -0,31* | 0,01 | -0,26*-0,41* | -0,09 | 0,01 | -0,18 | -0,22* | |
| Sjöytan, 0,95, 0,03-32,97 (km ²) (log x) | 0,33* | 0,08 | 0,36* | -0,12 | -0,07 | 0,16 | 0,30* | 0,08 | 0,04 | 0,31* |
| Strandlinjelängd, 8,61, 0,96-68,7 (km) (log x) | 0,31* | 0,05 | 0,32* | -0,10 | -0,07 | 0,13 | 0,30* | 0,09 | 0,06 | 0,26* |
| Flikighet, 2,6, 1,4-5,7 (log x) | 0,13 | -0,08 | 0,10 | -0,03 | -0,06 | 0,01 | 0,18 | 0,08 | 0,07 | 0,01 |
| Antal in/utlopp, 4, 0-29 (\sqrt{x}) | 0,36* | 0,05 | 0,37* | -0,08 | 0,05 | 0,25* | 0,26* | 0,06 | 0,13 | 0,23* |
| Tillr.omr. yta, 29,26, 0,4- 11898,7 (km) (log x) | 0,48* | 0,11 | 0,54* | -0,11 | 0,12 | 0,43* | 0,27* | 0,06 | 0,14 | 0,42* |
| Brutenhet i tillr., 36,1, 9,53-161,89 (log x) | -0,34* | -0,04 | -0,33* | 0,02 | 0,03 | -0,30* | -0,35* | -0,02 | -0,06 | -0,29* |
| Sjöyta i tillr., 3, 0-17 (%) (log x+1) | 0,42* | 0,11 | 0,45* | 0,11 | 0,21* | 0,39* | 0,15 | 0,09 | 0,15 | 0,29* |
| Skog i tillr., 85, 46-100 (%) (x²) | -0,04 | 0,06 | -0,01 | 0,05 | -0,03 | -0,21* | -0,09 | 0,08 | 0,12 | 0,04 |
| Myr i tillr., 7, 0-48 (%) (log x+1) | -0,13 | -0,44* | 0,02 | 0,06 | 0,05 | -0,00 | 0,01 | 0,04 | -0,14 | -0,26* |
| Öppen mark i tillr., 1, 0-54 (%) (log x+1) | 0,38* | 0,43* | 0,29* | -0,21* | 0,11 | 0,35* | 0,15 | 0,05 | 0,18 | 0,23* |
| Öppen mark strand, 5, 0-80 (%) (log x+1) | 0,48* | 0,38* | 0,42* | -0,22* | 0,08 | 0,49* | 0,20 | 0,02 | 0,32* | 0,31* |
| Sjöns x-koord., 698112, 689767-708691 | -0,16 | -0,18 | -0,10 | 0,07 | -0,15 | -0,06 | -0,03 | -0,06 | 0,05 | -0,18 |
| Sjöns y-koord., 158665, 146063-166229 | 0,02 | 0,11 | -0,12 | -0,10 | -0,02 | 0,20 | -0,05 | -0,06 | 0,18 | -0,26* |
| Höjd över hav, 198,4, 0,8-458,3 (m) | -0,39* | -0,47* | -0,18 | 0,22* | -0,15 | -0,38* | -0,11 | 0,02 | -0,30* | -0,30* |
| Avstånd till kust, 24,5, 0,1-119,2 (km) (\sqrt{x}) | -0,19 | -0,36* | 0,03 | 0,11 | -0,07 | -0,25* | 0,01 | 0,00 | -0,18 | 0,06 |
| Avst. t. huvudflod, 9,3, 0-35,8 (km) (\sqrt{x}) | -0,24* | 0,10 | -0,23* | 0,00 | -0,11 | -0,14 | -0,32* | -0,02 | -0,05 | -0,27* |
| Avst. t. sjö >10km ² , 15,3, 0-53,5 (km) (\sqrt{x}) | -0,07 | 0,14 | -0,02 | -0,10 | -0,18 | -0,10 | -0,16 | 0,05 | 0,18 | -0,13 |
| Avst. till sjö >1Ha, 0,5, 0,1-6,1 (km) (log x) | 0,01 | 0,06 | -0,11 | 0,14 | -0,06 | 0,05 | 0,07 | 0,01 | -0,01 | 0,11 |
| Avst. provl. närmaste in/utlopp, 229, 5-4110 (m) (log x) | 0,32* | 0,29* | 0,27* | -0,16 | -0,07 | 0,10 | 0,24* | 0,15 | -0,04 | 0,36* |
| Totalfosfor (aug.), 10, 2-104 (ug/l) (log x) | 0,16 | 0,29* | 0,09 | -0,23* | -0,05 | 0,26* | 0,04 | -0,10 | 0,11 | 0,13 |
| pH (vinter), 6,4, 3,8-7,1 (x²) | 0,17 | 0,27* | 0,27* | -0,02 | -0,11 | -0,12 | 0,05 | 0,05 | 0,02 | 0,49* |
| Alk. (vinter), 0,14, 0-1,7 (mekv/l) (log x+0,01) | 0,31* | 0,37* | 0,22* | -0,06 | 0,01 | 0,08 | 0,14 | 0,01 | 0,15 | 0,61* |
| CaMg (vinter), 0,27, 0,09-5,42 (mekv/l) (log x) | 0,19 | 0,34* | -0,05 | -0,17 | 0,00 | 0,12 | 0,26* | -0,16 | 0,09 | 0,40* |
| Konduktivitet, 3,7, 1,7-7,9 (mS/m) (vinter) (log x) | 0,09 | 0,35* | -0,12 | -0,20 | -0,03 | 0,08 | 0,14 | -0,24* | 0,06 | 0,31* |
| Färg (vinter), 50, 5-175 (mgPt/l) (log x) | 0,04 | -0,17 | 0,17 | -0,01 | 0,15 | 0,20 | -0,10 | -0,00 | 0,11 | -0,10 |
| Provt.datum, 26, 1-39 (löpnr, dag 1=20/5) (\sqrt{x}) | -0,10 | -0,17 | 0,09 | -0,17 | -0,15 | -0,02 | -0,01 | -0,12 | -0,06 | -0,02 |
| Antal biotoper, (växter +botten) 6, 2-9 | 0,19 | 0,13 | 0,28* | -0,06 | 0,27* | 0,16 | -0,03 | 0,07 | 0,13 | 0,12 |
| Max. provdjup, 0,6, 0,3-1,0 (m) | -0,32* | -0,16 | -0,12 | 0,07 | -0,21 | -0,25* | -0,07 | -0,33* | -0,13 | -0,08 |
| Indiv. tot., 1366, 250-4622 (\sqrt{x}) | 0,37* | 0,26* | 0,24* | 0,09 | 0,19 | 0,27* | 0,20 | 0,21* | -0,09 | 0,34* |
| Indiv. iglar, 1, 0-34 (log x+1) | 0,41* | 0,81* | 0,08 | -0,19 | 0,12 | 0,14 | 0,02 | 0,17 | 0,08 | 0,52* |
| Indiv. dagsl., 461, 0-2033 (\sqrt{x}) | 0,47* | 0,44* | 0,32* | 0,01 | 0,35* | 0,38* | 0,06 | 0,23* | -0,01 | 0,37* |
| Indiv. bäcksl., 1, 0-220 (log x+1) | -0,08 | -0,11 | -0,17 | 0,74* | -0,15 | -0,10 | 0,07 | 0,00 | 0,00 | -0,24* |
| Indiv. trollsl., 11, 0-344 (log x+1) | 0,41* | 0,23* | 0,15 | -0,02 | 0,82* | 0,46* | -0,07 | 0,13 | 0,28* | 0,10 |
| Indiv. skinnb., 18, 0-1364 (log x+1) | 0,66* | 0,41* | 0,44* | -0,04 | 0,34* | 0,78* | 0,30* | 0,30* | 0,23* | 0,30* |
| Indiv. skalb., 17, 0-117 (log x+1) | 0,29* | -0,05 | 0,07 | -0,12 | -0,11 | 0,19 | 0,72* | 0,12 | -0,06 | 0,09 |
| Indiv. nattsl., 119, 0-1340 (log x+1) | 0,47* | 0,12 | 0,36* | 0,20 | 0,09 | 0,30* | 0,39* | 0,43* | 0,26* | 0,12 |
| Indiv. tvåv., 207, 26-218 (\sqrt{x}) | 0,39* | 0,12 | 0,14 | -0,00 | 0,16 | 0,40* | 0,26* | 0,19 | 0,26* | 0,13 |
| Indiv. snäckor, 3, 0-594 (log x+1) | 0,46* | 0,49* | 0,27* | -0,23* | 0,04 | 0,15 | 0,25* | 0,09 | 0,12 | 0,76* |

Det är en stor skillnad mellan djurgrupperna med avseende på antalet funna samband med omgivningsfaktorer. För snäckor och dagsländor har 19 respektive 16 samband erhållits medan bäcksländor (4), trollsländor (3), nattsländor (2) och tvåvingar (2) uppvisar ett fåtal samband. Ett större antal samband ger i regel mer information om djurens livskrav. En större kunskap är naturligtvis att föredra om t ex antal taxa inom en djurgrupp skall användas inom miljöövervakningen för att indikera förändringar i miljön. Få samband behöver dock i sig inte vara en nackdel. Ett drömläge inom miljöövervakningen är naturligtvis att djurens förekomst

bara är relaterad till den miljöfaktor som skall studeras. Mera vanligt är att erhållna samband liksom i denna inventering pekar på brister i en undersökning. Om t ex diagnostiken inom gruppen tvåvingar och delar av nattsländorna i inventeringen hade kunnat drivas längre hade sannolikt mer information kommit fram. För andra djurgrupper behövs speciella insamlingsmetoder som snäcksoeket i denna inventering för att få fram information. Dessutom så finns alltid en osäkerhet i vad som är betydelsefull kringinformation och framför allt hur den skall dokumenteras.

Totalantalet taxa

Modellen för totalantalet taxa:

Totalantalet taxa = $49,3708 + 4,9893 \cdot \log \text{ tillrinningsområdets yta} - 14,7881 \cdot \text{maximala provdjupet} + \log (\text{alkaliniteten} + 0,01) - 0,0178 \cdot \text{höjd över hav.}$ ($R^2 = 0,383$)

Det justerade R^2 -värdet som redovisas i parentes efter modellen anger modellens förklaringsgrad. R^2 kan vara ett värde mellan 0-1. I detta fall så skall resultatet tolkas så att modellen endast kan förklara 38,3% av vad som påverkar artrikedom. Alltså ingen vidare bra modell för att förklara artrikedom i länets sjöar. Eftersom totala antalet individer ej ingick i modellen så redovisas endast en modell för totala antalet taxa.

Icke förvånande så finns ett antal positiva samband mellan storleksrelaterade variabler (sjövolym, sjöyta, strandlinjelängd, antal in/utlopp och tillrinningsområdets yta) och det totala antalet insamlade taxa. Inom ett begränsat geografiskt område, som Västernorrland, så bör förhållandet vara så att en

större sjö kan hysa fler arter. Ett positivt samband fanns även till andelen öppen mark i tillrinningsområdet och öppen mark strandnära. Positiv för artrikedomen är även sjöarnas motståndskraft mot försurning (alkalinitet). Ett negativt samband till antalet taxa erhöles för sjöarnas vattenutbytestid, höjd över hav, avstånd till huvudflod och maximala provdjupet. I en sjö med kort vattenutbytestid råder i regel goda syre- och näringsförhållanden och även levnadsförhållanden typiska för både sjöar och vattendrag vilket gynnar artrikedom. Sjöar på lägre höjd har ett varmare klimat samtidigt som de i länet i regel omges av en större andel jordbruksmark och generellt sett även har bättre alkalinitet. Variationen av maximala provdjupet har avgjorts i först hand av litoralens lutning. Alla prover är tagna från strandkanten och en bit ut i litoralen. I sjöar med mindre lutande och därmed mer välutvecklad litoral har maximala provdjupet genomgående varit lägre.

Tabell 2. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan totalantalet taxa i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|---|
| Sjövolym, 0,25 | Vattenutbytestid, -0,32 |
| Sjöyta, 0,33 | Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,34 |
| Strandlinjelängd, 0,31 | Höjd över hav, -0,39 |
| Antal in/utlopp i sjön, 0,36 | Provlokals avstånd till huvudflod (SMHI), -0,24 |
| Tillrinningsområdets yta, 0,48 | Maximala provdjupet, -0,32 |
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,42 | |
| Andelen öppen mark i tillrinningsområdet, 0,38 | |
| Andel öppen mark strandnära, 0,48 | |
| Avstånd från provlokalen till närmaste in/utlopp, 0,32 | |
| Alkalinitet stabil vinter, 0,31 | |
| Totala antalet individer i provet, 0,37 | |

De variabler som kom att ingå i modellen var tillrinningsområdets yta, maximala provdjupet, alkaliniteten och höjden över havet. Då sambanden mellan de olika oberoende variablerna undersöktes framkom att flera variabler, icke helt självklart, hade signifikant samband med tillrinningsområdets yta. Dessa var vattenutbytestiden ($r=-0,44$), andelen sjö och myr i tillrinningsområdet ($r=0,64$ och $0,29$), avstånd till huvudflod ($r=-0,39$), avstånd från provlokal till närmaste in/utlopp ($r=0,23$), andelen öppen mark strandnära ($r=0,51$) och sjöns färgtal ($r=0,21$). Det innebär i praktiken att dels så kan icke reella samband mellan antalet taxa och dessa

variabler uppstå bara på grund av sambandet med tillrinningsområdets yta och dels så påverkar det variablernas möjlighet att ingå i modellen (gäller bara variabler som ingår i den stegvisa regressionen). Då tillrinningsområdets yta tagits med i modellen så påverkas direkt variablernas möjlighet att bidra till att förklara antalet taxa. Fler liknande mer eller mindre logiska släktskap finns bland omgivningsvariablerna som kan påverka analysen så att det inte alltid är en uppenbar samstämmighet mellan resultaten från korrelationsanalysen och de variabler som ingår i modellen.

Iglar

Modellen för iglar:

$\text{Log}(\text{antal taxa iglar}+1) = 0,042437 + 0,409049 \star \text{log}(\text{ind.iglar}+1) - 0,000373 \star \text{Höjd över hav} + 0,026645 \star \text{antal biotoper. (R}^2 = 0,675)$

Utan antalet individer:

$\text{Log}(\text{antalet taxa iglar}+1) = 0,359381 - 0,000849 \star \text{höjd över hav} + 0,139126 \star \text{log}(\text{alkaliniteten}+0,01) + 0,085149 \star \text{log}(\text{närmaste avstånd till in/utlopp. (R}^2 = 0,304)$

Starkaste korrelationen var med antalet insamlade individer ($r=0,81$), alltså ju fler iglar som samlas in

desto fler arter har påträffats. Då antalet iglar i proverna utesluts i modellen sänks förklaringsgraden från det relativt höga 0,675 till 0,304. Resultaten pekar på att det är större chans att påträffa fler igelarter i de något näringsrikare och mer välbuffrade sjöarna i synnerhet om de är belägna på låg höjd över havet. Intressant att notera är iglarnas starka negativa samband med andel myr i tillrinningsområdet och att ingen av de storleksrelaterade variablerna uppvisade något samband med antalet påträffade igelarter.

Tabell 3. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p<0,05$) mellan antalet taxa av iglar i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

Positiva samband, r

Andel öppen mark i tillrinningsområdet, 0,43
Andel öppen mark strandnära, 0,38
Avstånd provlokal närmaste in/utlopp, 0,29
Totalfosfor augusti, 0,29
pH stabil vinter, 0,27
Alkalinitet stabil vinter, 0,37
CaMg stabil vinter, 0,34
Konduktivitet stabil vinter, 0,35
Antal individer iglar, 0,81

Negativa samband, r

Andel myr i tillrinningsområdet, -0,44
Höjd över hav, -0,47
Sjöns avstånd till kustlinjen, -0,36

Dagsländor

Modellen för dagsländor:

Antal taxa dagsländor = $0,622469 + 1,311803 \star$
 \log tillrinningsområdets yta + $0,083009 \star \text{pH}^2$.
($R^2=0,349$)

Dagsländorna var en av de djurgrupper som uppvisade näst flest signifikanta samband med sjöarnas omgivningsfaktorer, 16 stycken. Trots det så uppgick förklaringsgraden på modellen bara till 0,349. De variabler som stod för denna förklaring var tillrinningsområdets yta och vattnets pH-värde. Många av sambanden var storleksrelaterade där tillrinningsområdets yta uppvisade det starkaste sambandet av alla. Andra variabler som gynnade artrikedomen var andelen öppen mark framför allt då strandnära liksom andelen sjö i tillrinningsom-

rådet. Positivt samband fanns även med de båda försurningsparametrarna pH och alkalinitet. Av de djurgrupper som hade ett samband med pH och alkalinitet var dagsländorna den enda djurgrupp som hade ett starkare samband med pH än med alkalinitet. Det fanns som väntat ett signifikant samband mellan antalet insamlade individer och antalet påträffade taxa. Men sambandet var svagare än för flera andra grupper och faktiskt starkare med antalet insamlade individer av skinnbaggar och nattsländor än dagsländor! Det indikerar att inventeringens insamlingsmetod fungerat speciellt bra för att ge en bild av förekommande dagsländerarter. Eftersom antalet individer ej ingick i första modellen skapades bara en modell.

Tabell 4. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p<0,05$) mellan antalet taxa av dagsländor i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

Positiva samband, r

Sjövolym, 0,32
Sjöns maximala djup, 0,20
Sjöyta, 0,36
Strandlinjelängd, 0,32
Antal in/utlopp i sjön, 0,37
Tillrinningsområdets yta, 0,54
Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,45
Andel öppen mark i tillrinningsområdet, 0,29
Andel öppen mark strandnära, 0,42
Avstånd provlokal till närmaste in/utlopp, 0,27
pH stabil vinter, 0,27
Alkalinitet stabil vinter, 0,22
Antal biotoper på provlokalen, 0,28
Antal individer dagsländor, 0,32

Negativa samband, r

Vattenutbytestiden, -0,31
Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,33
Sjöns avstånd till huvudflod (SMHI), -0,23

Bäcksländor

Modellen för bäcksländor:

$\text{Log}(\text{antal taxa bäcksländor}+1) = 0,078784 + 0,207393 \star \text{log}(\text{ind.bäcksländor}+1)$. ($R^2=0,573$)

Utan antalet individer:

$\text{Log}(\text{antal taxa bäcksländor}+1) = 0,430550 - 0,072128 \star \text{log}(\text{öppen markstrandnära} + 1) - 0,070438 \star \text{log}(\text{närmaste avstånd till in/utlopp})$. ($R^2=0,099$)

Resultaten för bäcksländorna avviker generellt från de andra grupperna. För bäcksländorna fanns negativa samband med näringsrelaterade variabler såsom andel öppen mark, såväl i hela tillrinningsområdet som strandnära och till totalfosforhalten samt ett positivt samband till sjöns höjd över hav.

Tabell 5. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p<0,05$) mellan antalet taxa av bäcksländor i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|-----------------------------------|---|
| Höjd över hav, 0,22 | Andel öppen mark i tillrinningsområdet, -0,21 |
| Antal individer bäcksländor, 0,74 | Andel öppen mark strandnära, -0,22 |
| | Totalfosfor augusti, -0,23 |

Trollsländor

Modellen för trollsländor:

$\sqrt{\text{antal taxa trollsländor}} = 0,282476 + 1,023292 \star \text{log}(\text{ind.trollsländor}+1) + 0,000801 \star \text{höjd över hav}$. ($R^2=0,690$)

Utan antal individer:

$\sqrt{\text{antal taxa trollsländor}} = 1,277895 + 0,125520 \star \text{antalet biotoper} - 0,252208 \star \text{log}(\text{vattenutbytestiden}+0,01) - 0,799783 \star \text{maximala provdjupet}$. ($R^2=0,140$)

Antalet trollsländetaxa i sjöarna hade få signifikanta samband med omgivningsfaktorerna men ett starkt positivt samband med antalet insamlade individer ($r=0,82$). Det tyder på att inventeringens metoder

Resultaten är dock inte förvånande eftersom bäcksländorna traditionellt förknippas med kallare vatten på grund av sitt syrebehov. Bäcksländornas viktigaste förekomst är i rinnande vatten. För antalet arter av bäcksländor fanns det klart starkaste sambandet med antalet insamlade individer ($r=0,74$). Då antalet individer ej tas med i modellen sjunker förklaringsgraden till $< 10\%$. I modellen ingår då andelen öppen mark längs sjöstranden och avståndet från provlokaler till närmaste in/utlopp. Trots att avståndet till rinnande vatten bidrar med ytterst lite till att förklara antalet påträffade bäcksländearter så är det ändå värt att notera.

ej passar särskilt bra för att belysa trollsländearternas förekomst i länets sjöar. Förklaringsgraden minskar dramatiskt då antalet insamlade trollsländ-individer utesluts ur modellen. Det positiva sambandet med antalet biotoper delas endast med dagsländorna. Variabeln "antal biotoper" baseras på summan av antalet olika typer av bottensubstrat (sand, grus, sten etc) och antalet olika typer av vattenväxter (säv, fräken, vass etc) som de båda proverna insamlades i. Ett poäng för varje typ. Trollsländorna är beroende av vattenvegetation där vissa arter kräver speciella växter för att kunna fullgöra sin livscykel.

Tabell 6. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p<0,05$) mellan antalet taxa av trollsländor i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|-------------------------|
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,21 | Vattenutbytestid, -0,26 |
| Antal biotoper på provlokalerna, 0,27 | |
| Antal individer trollsländor, 0,82 | |

Skinnbagg

Modellen för skinnbagg:

$\sqrt{\text{antal taxa skinnbagg}} = 0,656069 + 0,648549 \star \log(\text{ind.skinnbagg}+1) - 0,237203 \star \log(\text{vattenutbytestid}+0,01)$. ($R^2=0,611$)

Utan antalet individer:

$\sqrt{\text{antal taxa skinnbagg}} = 1,610267 + 0,503175 \star \log(\text{öppen markstrandnära}+1) - 0,386841 \star \log(\text{vattenutbytestid}+0,01) - 0,947749 \star \text{maximala provdjupet}$. ($R^2=0,341$)

Även för skinnbaggarna så är det en stor skillnad på modellens förklaringsgrad beroende på om antalet individer är med eller ej. I modellen utan antalet individer ingår öppen mark strandnära, vattenutbytestid och maximala provdjupet.

Samband finns även t ex med totalfosfor, höjd över hav och sjöns avstånd till kustlinjen. Det indikerar att det är störst chans att träffa på många arter skinnbagg i näringsrika, långgrunda sjöar nära kusten som omsätter sin vattenvolym på kort tid.

Tabell 7. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av skinnbagg i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|---|
| Antal in/utlopp i sjön, 0,25 | Vattenutbytestid, -0,41 |
| Tillrinningsområdets yta, 0,43 | Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,30 |
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,39 | Andel skog i tillrinningsområdet, -0,21 |
| Andel öppen mark i tillrinningsområdet, 0,35 | Höjd över hav, -0,38 |
| Andel öppen mark strandnära, 0,49 | Sjöns avstånd till kustlinjen, -0,25 |
| Totalfosfor augusti, 0,26 | Maximala provdjupet, -0,25 |
| Antal individer skinnbagg, 0,78 | |

Skalbaggar

Modellen för skalbaggar:

$\sqrt{\text{antal taxa skalbaggar}} = 1,16745 + 1,225877 \star \log(\text{ind.skalbaggar}+1) - 0,110517 \star \sqrt{\text{avstånd närmaste huvudflod}}$. ($R^2=0,544$)

Utan antal individer:

$\sqrt{\text{antal taxa skalbaggar}} = 2,078741 - 0,182076 \star \sqrt{\text{avstånd närmaste huvudflod}} + 0,316900 \star \log(\text{avstånd till närmaste in/utlopp})$. ($R^2=0,114$)

Antalet skalbaggsarter uppvisade flera knappt signifikanta samband med storleksrelaterade variabler. Dessutom var skalbaggarna den djurgrupp som hade det starkaste sambandet med avstånd till

huvudflod. Tanken med variabeln ”avstånd till huvudflod” är att huvudfloderna som genomkorsar landskapet i en väst-östlig riktning skulle kunna fungera som viktiga spridningsbiologiska element i terrängen. Resultaten indikerar att dessa kan vara av särskild betydelse för skalbaggarnas artantal. I modellen ingår även avståndet till närmaste in/utlopp. Vi kan ej se någon logisk förklaring till att ett längre avstånd till rinnande vatten skulle ha något reellt samband med antalet påträffade skalbaggsarter. Liksom för flera andra djurgrupper fanns ett starkt samband mellan antalet insamlade individer och antalet påträffade taxa ($r=0,72$).

Tabell 8. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av skalbaggar i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|--|
| Sjövolym, 0,21 | Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,35 |
| Sjöyta, 0,30 | Sjöns avstånd till huvudflod (SMHI), -0,32 |
| Strandlinjelängd, 0,30 | |
| Antal in/utlopp, 0,26 | |
| Tillrinningsområdets yta, 0,27 | |
| Avstånd från provlokal till närmaste in/utlopp, 0,24 | |
| CaMg stabil vinter, 0,26 | |
| Antal individer skalbaggar, 0,72 | |

Nattsländor

Modell för nattsländor:

$\sqrt{\text{antalet taxa nattsländor}} = 1,342479 + 0,599615$
 $\star \log(\text{ind.nattsländor}+1)$. ($R^2=0,188$)

Utan antal individer:

$\sqrt{\text{antal taxa nattsländor}} = 3,34514 - 1,16632 \star$
maximala provdjupet. ($R^2=0,092$)

Nattsländorna var tillsammans med tvåvingarna den djurgrupp vars antal taxa var minst beroende av omgivningsfaktorerna. Nattsländorna hade förvånande nog bara signifikanta samband (negativa) med konduktiviteten och maximala provdjupet. Det negativa sambandet med maximala provdjupet ($r=-0,33$), vilket för övrigt var starkast för nattsländorna, tyder på att en välutvecklad litoral är särskilt viktig för nattsländornas artantal. Att just konduk-

tiviteten (vattnets ledningsförmåga/jonstyrka) skulle ha betydelse för nattsländorna kan vara svårt att förklara. Kanske kan det förklaras med att en del arter som normalt förknippas med rinnande vatten (ex *Polycentropus flavomaculatus*, *Sericostoma personatum*) är vanligare i jonsvaga vatten och ger då ett tillskott till artlistan. Individantalsmässigt var flergäslade Limnephilidae en mycket viktig grupp i inventeringen. Gruppen hyser även ett stort antal arter. Troligen hade sambandet mellan antalet insamlade individer och antalet påträffade taxa varit större om bestämningen av dessa larver drivits längre. Både modellen med och utan antalet individer hade mycket låg förklaringsgrad, 0,188 respektive 0,092.

Tabell 9. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p<0,05$) mellan antalet taxa av nattsländor i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|-----------------------------------|------------------------------------|
| Antal individer nattsländor, 0,43 | Konduktivitet stabil vinter, -0,24 |
| | Maximala provdjupet, -0,33 |

Tvåvingar

Modellen för tvåvingar:

$\text{Log antal taxa tvåvingar} = 0,298654 + 0,108554 \star$
 $\log(\text{öppen markstrandnära}+1) + 0,000026 \star$
 $(\text{andel skog/Tillrinningsområdet})^2$. ($R^2=0,110$)

Tvåvingarna har genomgående bara diagnosticerats till familjenivå. Resultaten, t ex negativt samband med höjd över hav och positivt samband med öppen mark strandnära, pekar dock på att fler familjer påträffas i jordbrukspåverkade sjöar på låg höjd. Flera av familjerna är tämligen oberoende av

tillgången på syre då de kan andas luftsyre. Dessa gynnas sannolikt av produktiva sjöar. Modellen hade mycket låg förklaringsgrad. Med tanke på den spännvidd av livsmiljöer som brukar rymmas hos de olika arterna inom en och samma familj så är det naturligtvis synnerligen optimistiskt att förvänta sig någon större förklaringsgrad av en modell som skall beskriva vad som påverkar antalet påträffade familjer.

Tabell 10. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p<0,05$) mellan antalet taxa av tvåvingar i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|-----------------------------------|----------------------|
| Andel öppen mark strandnära, 0,32 | Höjd över hav, -0,30 |
| Antal individer tvåvingar, 0,26 | |

Snäckor

Modellen för snäckor:

$\sqrt{\text{antal taxa snäckor}} = 1,010801 + 0,512770 * \log(\text{ind.snäckor} + 1) + 0,247069 * \log(\text{tillrinningsområdets yta} + 0,660646 * \log(\text{alk} + 0,01))$. ($R^2 = 0,667$)

Utan antal individer:

$\sqrt{\text{antal taxa snäckor}} = 1,765021 + 1,258435 * \log(\text{alkaliniteten} + 0,01) + 0,347939 * \log(\text{tillrinningsområdets yta})$. ($R^2 = 0,515$)

Snäckorna var icke förvånande den djurgrupp som hade starkaste sambandet med försurningsparametrarna (ex pH, alkalinitet, CaMg). Även flera storleksrelaterade variabler uppvisade ett signifikant positivt samband. Vidare gynnades antalet påträffade snäckarter av en ökad andel öppen mark, minskad andel myr i tillrinningsområdet, ett lägre läge i förhållande till havsnivån samt en kortare vattenutbytestid. Sjöutloppets Y-koordinat tillsammans

med X-koordinaten anger den geografiska positionen med 10 meters noggrannhet. X-koordinaten anger positionen i nord-sydlig riktning och Y-koordinaten i öst-västlig riktning. Ett lägre värde på Y-koordinaten anger ett västligare läge. Ett västligare läge för sjön i länet gynnade alltså snäckornas artrikedom. Snäckorna var den enda grupp som hade ett samband med sjöns position. Eftersom antalet påträffade snäckarter hade ett så starkt samband med alkaliniteten ($r=0,61$) kan detta sannolikt förklaras av att många alkalinitetsstarka sjöar är belägna i västra delarna av länet. Modellen som förklarar snäckornas artrikedom är den som har bäst förklaringsgrad av sjömodellerna då antalet individer utesluts, $R^2 = 0,515$. Mer än 50% av variationen av artantalet kan förklaras av sjöarnas motståndskraft mot försurning (alkalinitet) och tillrinningsområdets yta.

Tabell 11. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av snäckor i sjöarna och kringinformation (från tabell 1).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|---|--|
| Sjövolym, 0,25 | Vattenutbytestid, -0,22 |
| Sjöyta, 0,31 | Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,29 |
| Strandlinjelängd, 0,26 | Andel myr i tillrinningsområdet, -0,26 |
| Antal in/utlopp i sjön, 0,23 | Höjd över hav, -0,30 |
| Tillrinningsområdets yta, 0,42 | Sjöns avstånd till huvudflod (SMHI), -0,27 |
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,29 | Sjöutloppets y-koordinat, -0,26 |
| Andel öppen mark i tillrinningsområdet, 0,23 | |
| Avstånd provlokal till närmaste in/utlopp, 0,36 | |
| Andel öppen mark strandnära, 0,31 | |
| pH stabil vinter, 0,49 | |
| Alkalinitet stabil vinter, 0,61 | |
| CaMg stabil vinter, 0,40 | |
| Konduktivitet stabil vinter, 0,31 | |
| Antal individer snäckor, 0,76 | |

Vattendragen

I vattendragen har färre djurgrupper varit med i analysen. Det beror på att flera djurgrupper var så genomgående svagt representerade i försproverna nedströms att analys ej ansågs vara relevant. Det gäller framförallt de djurgrupper som i första hand förknippas med stillastående vatten. En annan skillnad är även att i vattendragen så har förekomst av småmusslor (*Sphaerium* och *Pisidium*) slagits ihop med snäckorna till gruppen blötdjur. Anledningen är att även snäckor är svagt representerade på försproverna. I vattendragen har 41 icke biologiska

variabler undersökts med avseende på dess inverkan på artrikedom. Av dessa så var det 8 som hade signifikant betydelse för 4 eller fler av de 7 analyserade djurgrupperna (totalantalet taxa inräknat). Samband med flest grupper (6) hade pH stabil period och för 5 grupper fanns samband med andelen sjöyta i tillrinningsområdet, växter i provlokalen, alkaliniteten under vårflood och vattnets färg under vårflooden. De fyra förstnämnda hade ett positivt samband medan vattnets färg hade ett negativt samband med antalet funna taxa.

Samband med 4 grupper hade tillrinningsområdets storlek, tillrinningsområdets brutenhet, vattendragssträckans längd och provlokalens bredd. En stor andel sjöyta i ett vattendrags tillrinningsområde medför i allmänhet flera positiva faktorer för artrikedom t ex att vattenkemiska fluktuationer

dämpas (ex surstötter), att det finns sedimentationsbassänger i systemet, att tillgången på föda blir större genom ökad primärproduktion, att temperaturen är något högre speciellt på hösten och att vattendraget har tillgång till en större artstock.

Tabell 12. Samband (Pearson korrelations koefficient) mellan antal funna taxa i nedströms forslokal och beskrivande variabler. Inom parentes anges typ av transformation. Signifikant ($p < 0,05$) samband har markerats med *. Variabler aktuella för stegvis multipel regression har markerats med fet stil. Antalet individer har dock bara ingått i analysen för just den aktuella djurgruppen (fet stil). Antalet observationer är 50 för alla variabler utom stenarnas fastsittande, vattentemperatur, konduktivitet, CaMg (N=49) och avstånd till uppströms sjö (N=48).

| | 1. Totalt | 2. Dagsländor (\sqrt{x}) | 3. Bäcksländor | 4. Skalbaggar | | | | |
|---|------------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------|--------|--------|--------|--|
| | 5. Natsländor (\sqrt{x}) | 6. Tvåvingar. (log x) | 7. Blötdjur ($\sqrt{x+5}$) | | | | | |
| Variabel, median, min-max, enhet, transformation. | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. | 7. | |
| Fallhöjd, 10,5, 1,1-45,5 (m/km) (log x) | -0,19 | -0,42* | 0,14 | 0,05 | -0,10 | 0,05 | -0,21 | |
| Vattendragslängd, 21,7, 2,9-80,8 (km) (log x) | 0,59* | 0,64* | -0,01 | 0,24 | 0,59* | 0,19 | 0,42* | |
| Tillrinningsomr. yta, 84,1, 4,8-577,5 (km²) (log x) | 0,57* | 0,67* | -0,00 | 0,19 | 0,57* | 0,15 | 0,41* | |
| Brutenhet i tillr., 35,2, 17,6-105,9 (log x) | -0,44* | -0,59* | 0,01 | -0,17 | -0,40* | -0,08 | -0,40* | |
| Sjöyta i tillr., 4,5, 0-28 (%) (log x+1) | 0,46* | 0,30* | -0,01 | 0,39* | 0,62* | 0,48* | 0,17 | |
| Skog i tillr., 84,5, 46-95 (%) (x²) | -0,22 | -0,09 | 0,11 | -0,21 | -0,28* | -0,40* | -0,09 | |
| Myr i tillr., 6, 0-18 (%) (\sqrt{x}) | 0,18 | 0,34* | 0,13 | 0,05 | 0,10 | -0,05 | 0,29* | |
| Öppen mark i tillr., 2, 0-54 (%) (log x+1) | -0,02 | -0,23 | -0,15 | 0,05 | 0,00 | 0,24 | -0,14 | |
| Barrblandskog strand, 75,5, 25-99 (%) (x ²) | -0,13 | -0,09 | -0,04 | -0,04 | -0,11 | -0,10 | -0,12 | |
| Myr strand, 8,5, 0-48 (%) (log x+1) | 0,25 | 0,42* | 0,09 | 0,09 | 0,17 | -0,00 | 0,34* | |
| Öppen mark strand, 10, 0-67 (%) (log x+1) | 0,05 | -0,11 | -0,15 | 0,10 | 0,09 | 0,10 | -0,10 | |
| Lokalens höh, 95,5, 1-266 (m) | 0,14 | 0,43* | 0,19 | 0,13 | 0,03 | -0,06 | 0,36* | |
| Lokalens avst. till kust, 29,8, 0,02-127 (km) (log x) | 0,30* | 0,56* | 0,17 | 0,21 | 0,23 | -0,03 | 0,33* | |
| Lokalens avst. till huvudflod, 5,8, 0,22-31,2 (km) (\sqrt{x}) | -0,29* | -0,30* | -0,07 | -0,22 | -0,31* | -0,08 | -0,25 | |
| Lokalens avst. till uppstr. sjö/vdr, 3,1, 0,62-20,2 (km) (log x) n=48 | -0,31* | -0,14 | -0,16 | -0,09 | -0,33* | -0,24 | -0,21 | |
| Andel löv lokalens strand, 3, 2-5 (0-6) | -0,12 | -0,17 | -0,27 | -0,12 | -0,05 | 0,02 | -0,21 | |
| Biotoprikedom, 2, 1-5 (0-6) (\sqrt{x}) | 0,26 | 0,16 | 0,04 | 0,11 | 0,21 | 0,18 | 0,32* | |
| Blockbotten, 2, 0-6 (0-6) (log x+1) | -0,02 | 0,02 | -0,35* | 0,09 | 0,09 | -0,16 | 0,05 | |
| Stenbotten, 3, 0-6 (0-6) | 0,19 | 0,05 | 0,21 | 0,18 | 0,23 | 0,24 | 0,07 | |
| Grusbotten, 1, 0-4 (0-6) (\sqrt{x}) | -0,14 | -0,21 | -0,10 | -0,14 | -0,14 | 0,14 | -0,23 | |
| Sandbotten, 1, 0-5 (0-6) (log x+1) | -0,15 | -0,30* | 0,00 | -0,05 | -0,19 | 0,12 | -0,30* | |
| Stenarnas fastsittande, 3, 1-5 (0-6) (\sqrt{x}) n=49 | 0,07 | 0,04 | -0,04 | 0,06 | 0,04 | 0,18 | 0,26 | |
| Övervattensväxter i lokalen, 1, 0-4 (0-6) (log x+1) | 0,42* | 0,38* | -0,07 | 0,14 | 0,35* | 0,34* | 0,38* | |
| Mossor i lokalen, 1, 0-6 (0-6) (log x+1) | 0,24 | 0,04 | -0,18 | 0,19 | 0,36* | 0,29* | 0,03 | |
| Alger i lokalen, 2, 0-6 (0-6) (\sqrt{x}) | 0,13 | 0,13 | -0,09 | 0,06 | 0,15 | 0,05 | 0,29* | |
| Lokalens beskuggning, 3, 0-4 (0-6) (x²) | 0,25 | 0,28* | 0,12 | 0,08 | 0,17 | 0,07 | 0,40* | |
| Lokalens medelbredd, 6, 1-20 (m) (log x) | 0,48* | 0,46* | 0,01 | 0,24 | 0,53* | 0,20 | 0,36* | |
| Lokalens medelvattenhast., 0,8, 0,2-2 (m/s) (\sqrt{x}) | 0,17 | 0,02 | 0,04 | 0,32* | 0,26* | 0,17 | -0,01 | |
| Lokalens medeldjup, 0,2, 0,1-1 (m) (log x) | 0,28* | 0,25 | 0,14 | 0,050,17 | 0,19 | 0,20 | | |
| Datum, 20, 1-32, (löpnr, dag 1=16/5) | 0,28* | 0,25 | 0,14 | 0,05 | 0,17 | 0,19 | 0,20 | |
| Totalfosfor, 10,2, 2,7-42,2 (ug/l) (log x) | -0,21 | -0,34* | -0,02 | -0,22 | -0,19 | 0,07 | -0,22 | |
| Vattentemp. provt., 12,4, 7,3-20,2 (grader Celsius) (log x) n=49 | 0,21 | 0,39* | -0,16 | -0,01 | 0,22 | -0,06 | 0,25 | |
| pH stabil, 6,8, 5,8-7,5 | 0,41* | 0,42* | -0,01 | 0,42* | 0,37* | 0,37* | 0,30* | |
| pH vårflod, 6,4, 5,1-7,3 (x²) | 0,30* | 0,22 | -0,05 | 0,27 | 0,31* | 0,29* | 0,22 | |

fortsättning på följande sida

Tabell 12 forts. Samband (Pearson korrelations koefficient) mellan antal funna taxa i nedströms forslokal och beskrivande variabler. Inom parentes anges typ av transformation. Signifikant ($p < 0,05$) samband har markerats med *. Variabler aktuella för stegvis multipel regression har markerats med fet stil. Antalet individer har dock bara ingått i analysen för just den aktuella djurgruppen (fet stil). Antalet observationer är 50 för alla variabler utom stenarnas fastsittande, vattentemperatur, konduktivitet, CaMg (N=49) och avstånd till uppströms sjö (N=48).

| 1. Totalt | 2. Dagsländor (\sqrt{x}) | 3. Bäcksländor | 4. Skalbaggar | | | | | | |
|---|--|------------------------------|---------------|--------|-------|-------|--------|--------|--------|
| 5. Nattsländor (\sqrt{x}) | 6. Tvåvingar. (log x) | 7. Blötdjur ($\sqrt{x+5}$) | | | | | | | |
| Variabel, median, min-max, enhet, transformation. | | | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. | 7. |
| pH stabil-pH vår | 0,3, 0-1,2 (\sqrt{x}) | | -0,12 | 0,02 | 0,08 | -0,02 | -0,24 | -0,22 | -0,09 |
| Alkalinitet stabil | 0,19, 0,02-2,1 (mekv/l) (log x) | | 0,13 | 0,20 | -0,02 | 0,17 | 0,01 | 0,19 | 0,14 |
| Alkalinitet vårflood | 0,095, 0-0,8 (mekv/l) (log x+0,01) | | 0,32* | 0,30* | -0,07 | 0,33* | 0,29* | 0,30* | 0,25 |
| Alkalinitet stab-vårfl. | 0,08, 0,01-1,3 (mekv/l) (log x) | | -0,21 | -0,05 | 0,06 | -0,07 | -0,36* | -0,13 | -0,07 |
| CaMg stabil | 0,32, 0,18-1,49 (mekv/l), (log x) n=49 | | 0,19 | 0,17 | -0,19 | 0,25 | 0,12 | 0,31* | 0,14 |
| Konduktivitet stabil | 4, 2,8-15,3 (mS/m) (log x) n=49 | | 0,09 | -0,18 | 0,13 | 0,02 | 0,32* | 0,02 | 0,07 |
| Vattenfärg vårflood | 70, 15-150 (mgPt/l) (\sqrt{x}) | | -0,36* | -0,31* | 0,20 | -0,20 | -0,34* | -0,34* | -0,37* |
| Individer totalt, 1084, 168-3031 (\sqrt{x}) | | | 0,40* | 0,27 | 0,14 | 0,38* | 0,36* | 0,40* | 0,21 |
| Individer exkl. simuliidae och chiron., 646, 80-1617 (\sqrt{x}) | | | 0,64* | 0,39* | 0,16 | 0,53* | 0,60* | 0,59* | 0,33* |
| Indiv. dagsländor, 197, 2-640 (\sqrt{x}) | | | 0,43* | 0,35* | 0,23 | 0,37* | 0,44* | 0,27 | 0,23 |
| Indiv. bäcksländor, 47, 6-622 (log x) | | | 0,16 | 0,07 | 0,34* | 0,12 | 0,12 | 0,08 | 0,11 |
| Indiv. skalbaggar, 50, 0-306 (\sqrt{x}) | | | 0,56* | 0,35* | 0,13 | 0,67* | 0,50* | 0,53* | 0,24 |
| Indiv. nattsländor, 165, 20-783 (\sqrt{x}) | | | 0,67* | 0,48* | 0,13 | 0,47* | 0,65* | 0,58* | 0,35* |
| Indiv. tvåvingar, 5, 3-8 (log x) | | | 0,12 | 0,11 | 0,10 | 0,16 | 0,12 | 0,19 | 0,07 |
| Indiv. blötdjur, 7, 0-384 (\sqrt{x}) | | | 0,68* | 0,64* | 0,03 | 0,40* | 0,50* | 0,44* | 0,81* |

Analysen för sjöarna påvisade att storleken hade en stor betydelse för artrikedom. Detsamma gäller för vattendragen. Tillrinningsområdet storlek, den undersökta vattendragssträckans längd och provlokals bredd är alla storleksrelaterade. Detsamma gäller även brutenhet. Formeln för att beräkna brutenhet är tyvärr konstruerad så att ett tillrinningsområdes brutenhet direkt avgörs av tillrinningsområdets storlek. Vattnets färg under vårflooden har ett starkt samband med pH-värdet under stabil vinter ($r=-0,52$), vilket innebär att ju högre pH-värde under vintern desto mindre färgat vatten under vårflooden. Men sannolikt så gynnar både ett lägre färgtal och ett högre pH artrikedom oberoende av varandra i de vattendrag som undersökts. Förekomsten av högre vattenväxter på provlokaler-na är förknippad med partier av något mer lugnflytande karaktär i lokalerna. På dessa platser kan sedimentation av finare minerogent material ske och växterna kan rota sig. Detta ökar biotopriekdomen i lokalen och ger ett tillskott av arter.

I sjöarna så pekades, förutom storleken och vattnets surhet, förekomst av öppen mark och höjd över havet ut som viktiga faktorer för att förklara artrikedom. I vattendragen är mönstret något annorlunda. Detta kan med stor sannolikhet för-

klaras av urvalet av vattendrag. De undersökta vattendragen valdes så att det skulle finnas naturvärden representerade. En stor del av de först valda vattendragen var relativt stora och belägna i de inre delarna av länet. Inventeringens ambition att titta på hela länet och på vattendrag av skilda typer kom att innebära att de valda vattendragen mera kustnära generellt sett var av något mindre storlek. Sambandet mellan storleken på vattendragens tillrinningsområde och dess avstånd till kust var signifikant positivt ($r=0,48$, $p<0,001$). Sedan tidigare vet vi att andelen odlingsmark i landskapet är mindre längre ifrån kusten och att höjden över havet är större. Det är också så att andelen myr både i tillrinningsområdet och strandnära ökar signifikant med ett ökat avstånd från kust ($r=0,57$ resp. $0,68$). I fortsättningen så kommer vi att se att trots att provlokaler-na ligger på lite högre höjd och omges av mer myrmarker så slår storleken igenom som en faktor att räkna med i analysen av vad som påverkar artrikedom.

Liksom för sjöarna så är det ett antal omgivningsfaktorer som har ett signifikant samband med tillrinningsområdets yta. Flera är just storleksrelaterade, men även variabler med en icke självklar koppling till storleken hade samband. Det var t ex flera

variabler som beskriver provlokals miljö; förekomsten av block ($r=0,30$), grus ($r=-0,31$), sand ($r=-0,37$), vattenväxter ($r=0,33$), mossor ($r=0,30$), alger ($r=0,34$) och lokalernas beskuggning ($r=0,42$). Ett mycket starkt negativt samband fanns mellan den inventerade vattendragssträckans fallhöjd och storleken på tillrinningsområdets yta ($r=-0,61$), d v s ju större vattendrag desto mer lugnflytande. Intressant var att det fanns ett negativt samband med deltaalkaliniteten, d v s skillnaden mellan alkaliniteten under stabil vinter och vårfloed ($r=-0,29$) och positivt med andelen sjö i tillrinningsområdet ($r=0,32$). De större vattendragen har

alltså något stabilare vattenkemi förmodligen då beroende på en större andel sjöar i systemet. Avslutningsvis så kännetecknades provlokalerna i de större vattendragen av att ha en högre vattentemperatur vid tidpunkten för bottenfaunaprovtagningen ($r=0,48$, $p<0,001$). En högre vattentemperatur på vår-försommar kan bara det i sig innebära ett tillskott av arter. De arter som övervintrat i äggstadiet hinner kläcka ut till larver och små individer har växt på sig och kan lättare fångas. En del av variablerna samverkar således med storleken i dess betydelse för artrikedom.

Totalantalet arter

Modellen för totalantalet taxa:

Totalantalet taxa = $- 6,29837 + 0,44662 \cdot \sqrt{\text{antal individer} + 8,60143 \cdot \log \text{ tillrinningsområdets yta} + (0,93312 \cdot \text{pH}^2 \text{ vårfloed}) / 10^3}$. ($R^2 = 0,523$)

Utan antalet individer:

Totalantalet taxa = $- 6,0852 + 11,1924 \cdot \log \text{ tillrinningsområdets yta} + (1,0854 \cdot \text{pH}^2 \text{ vårfloed}) / 10^3 - 6,9334 \cdot \log \text{ avstånd närmaste uppströms sjö/stort vattendrag} - 11,3315 \cdot \log (\text{blocklokalen} + 1) + 9,9293 \cdot \text{biotopriekdomlokalen}$. ($R^2=0,557$)

Resultaten av korrelationen tyder på att det är 2 huvudgrupper av variabler som påverkar totalantalet taxa i forsmiljöerna. Det är dels storleksbeskrivande (vattendragslängd, tillrinningsområdets yta,

brutenhet, provlokals medelbredd och provlokals medeldjup) och dels variabler som beskriver vattendragets surhet (pH stabil, pH vårfloed, alkalinitet vårfloed och vattenfärg). Till den senare gruppen kan även andelen sjöyta i tillrinningsområdet och avstånd till närmaste uppströms sjö räknas eftersom uppströms liggande sjöar dämpar surstötter. En annan betydande variabel för artrikedom är förekosten av högre vattenväxter. Mer växter indikerar en mer varierad miljö i forslökalen och därmed större biotopriekdom. Märkligt nog så ökade modellens förklaringsgrad en smula då antalet individer uteslöts. Strax över 50% av variationen av totalantalet taxa i proverna förklarades av modellen.

Tabell 13. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p<0,05$) mellan totala antalet taxa i vattendragens nedströms forslökaler och kringinformation (från tabell 12).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|---|
| Vattendragslängd, 0,59 | Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,44 |
| Tillrinningsområdets yta, 0,57 | Provlokals avstånd till huvudfloed (SMHI), -0,29 |
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,46 | Avst. till närmaste uppströms sjö/större vdr, -0,31 |
| Provlokals avstånd till kustlinjen, 0,30 | Vattenfärg vårfloed, -0,36 |
| Övervattensväxter i provlokalen, 0,42 | |
| Provlokals medelbredd, 0,48 | |
| Provlokals medeldjup, 0,28 | |
| Provtagningsdatum, 0,28 | |
| pH stabil vinter, 0,41 | |
| pH vårfloed, 0,30 | |
| Alkalinitet vårfloed, 0,32 | |
| Totala antalet individer, 0,40 | |

Dagsländor

Modell för dagsländor:

$\sqrt{\text{antalet taxa dagsländor}} = 1,031469 \star \log \text{ tillrinningsområdets yta} - 0,875172 \star \log \text{ totalfosfor} + 0,041005 \star \text{ antalet dagsländeindivider} - 0,737580 \star \log (\text{blockbotten}+1) . (R^2 = 0,630)$

Utan antal individer:

$\sqrt{\text{antal taxa dagsländor}} = 1,678678 + 1,040745 \star \log \text{ tillrinningsområdets yta} - 0,954946 \star \log \text{ totalfosfor} - 0,731284 \star \log (\text{blocklokalen}+1) . (R^2 = 0,544)$

För att förstå resultaten för dagsländorna så bör läsaren påminnas om förhållandet att de större vattendragen företrädesvis är belägna i de inre delarna av länet. Detta kan med stor sannolikhet förklara de positiva sambanden med höjd över hav, avstånd till kust och andel myr. Sannolikt understryker det bara att vattendragens storlek har stor betydelse för antalet dagsländearter som kan påträffas. Ett anmärkningsvärt resultat är att alkaliniteten under vårfloed har ett starkare samband med antalet påträffade arter än pH under vårfloed. Troligen beror detta på att vårfloederna under provtagningsåren 90-92 var ovanligt gynnsamma och att alkaliniteten inte minskade mer än att de riktigt låga pH-värdena uteblev. Andra variabler än de storleks- och surhetsrelaterade med positiva samband var vattenväxter, beskuggning och vattentemperatur. Alla dessa tre samvarierar med tillrinningsområdets yta. En minskad beskuggning bidrar till en ökad växtlighet. Läsaren bör uppmärksammas

på att beskuggning av provlokalen klassificerats i en skala från 0-6 där 0 innebär 100% beskuggning och 6 innebär 0%. Ingen lokal har varit mindre beskuggad än 4 (ca 20-30%). Inom det fönstret fanns dock ett samband med artantalet dagsländor. Ett positivt samband med temperaturen kan ha två förklaringar. Dels så har provtagningsrundorna de tre säsongerna av klimatiska orsaker generellt sett börjat vid kusten och avslutats i inlandet. Det innebär att de större inlandsvattnen generellt sett provtagits senare och genomgående haft en något högre vattentemperatur. Korrelationskoefficienten mellan tillrinningsområdets yta och vattentemperaturen var 0,48. Den andra förklaringen är att då vattentemperaturen stigit en smula på försommaren tillkommer arter som övervintrat i äggstadiet.

Variabler med negativa samband var fallhöjd, sand på provlokalen, avstånd till huvudflod och totalfosforhalt. Totalfosforhalten har ett starkt samband med både öppen mark (tillrinningsområdet $r=0,59$ och strandnära $r=0,51$) och höjd över havet ($r=-0,62$). Här slår valet av vattendrag åter igenom till en del. Men eftersom totalfosforhalten ingår i båda modellerna tillsammans med tillrinningsområdets yta så bidrar totalfosfor med en egen förklaring. Det negativa sambandet med fallhöjden kan sannolikt förklaras med utgångspunkt från valet av vattendrag. I modellen ingår även blockighet på provlokalen. Detta trots att inget samband fanns i

korrelationsanalysen ($r=0,02$). Då tillrinningsområ-

Tabell 14. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av dagsländor i vattendragens nedströms forslokaler och kringinformation (från tabell 12).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|---|
| Vattendragets längd, 0,64 | Vattendragets fallhöjd, -0,42 |
| Tillrinningsområdets yta, 0,67 | Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,59 |
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,30 | Provlokals avstånd till huvudflod (SMHI), -0,30 |
| Andel myr i tillrinningsområdet, 0,34 | Sandbotten i provlokalen, -0,30 |
| Andel myr strandnära, 0,42 | Totalfosfor augusti, -0,34 |
| Lokalens höjd över hav, 0,43 | Vattenfärg vårfloed, -0,31 |
| Provlokals avstånd till kustlinjen, 0,56 | |
| Övervattensväxter i provlokalen, 0,38 | |
| Lokalens beskuggning, 0,28 | |
| Lokalens medelbredd, 0,46 | |
| Vattentemperatur vid provtagningsstillfället, 0,39 | |
| pH stabil vinter, 0,42 | |
| Alkalinitet vårfloed, 0,30 | |

dets yta och totalfosforhaltens bidrag lämnats till modellen ökade tydligen blockighetens betydelse för att förklara dagsländornas artrikedom. Modellens förklaringsgrad minskade inte nämnvärt då individantalet uteslöts, från 0,630 till 0,544. En smula märkligt kan tyckas vara att pH inte ingår i modellen. En förklaring kan vara att totalfosfor har ett närapå signifikant samband med pH vårflood, korrelationskoefficienten -0,26 mot -0,28 som är gränsen för att vara signifikant. Vårflodens pH-värde är den surhetsrelaterade variabel som ingår i analysen. Vårflodens pH har inget signifikant samband med antalet påträffade dagsländearter, troligen på grund av milda vårflooder under inventeringen. Om vi byter pH vårflood mot pH stabil vinter i analysen så blir modellen istället;

$$\sqrt{\text{antal taxa dagsländor}} = -4,32361 + 0,92803 * \log(\text{tillrinningsområdets yta} + 0,76143 * \text{pH}_{\text{stabil}})$$

Bäcksländor

Modell för bäcksländor:

$$\text{Antalet taxa bäcksländor} = 3,47859 - 1,64699 * \log(\text{blockbotten}+1) + 0,85020 * \text{antalet bäcksländeindivider. (R}^2 = 0,203)$$

Utan antal individer:

$$\text{Antal taxa bäcksländor} = 5,14487 - 2,16399 * \log(\text{blockbotten}+1). (R^2 = 0,148)$$

Tabell 15. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av bäcksländor i vattendragens nedströms forslokaler och kringinformation (från tabell 12).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|-----------------------------------|----------------------------|
| Antal individer bäcksländor, 0,34 | Block i provlokalen, -0,35 |

Skalbaggar

Modell för skalbaggar:

$$\text{Antal taxa skalbaggar} = 0,657476 + 0,221213 * \sqrt{\text{antalet skalbaggsindivider}} + 0,003662 * \text{lokalens höjd över hav. (R}^2 = 0,478)$$

$$\text{vinter} + 0,00231 * \text{provlokalens höjd över hav} - 0,72584 * \log(\text{blockbotten}+1) - 0,37170 * \log(\text{avstånd uppströms sjö/större vattendrag. (R}^2 = 0,675)$$

I denna modell gick pH stabil vinter in samtidigt som totalfosfor försvann! Modellens förklaringsgrad ökade också från 0,630 till 0,675. Anledningen till att vi ej generellt tagit med pH stabilvinter som oberoende variabel i analysen är att vi måste välja en av pH vårflood och pH stabilvinter eftersom sambandet dem emellan är mycket starkt ($r = 0,83$). Med tanke på att det är lägsta pH värdet som sätter gränsen för arternas förekomst och pH vårflood normalt alltid är lägre så borde valet vara självklart. I denna inventering är det dock så att pH stabil vinter bättre kan bidra med att förklara dagsländornas artrikedom.

Den enda omgivningsvariabel som hade ett samband med antalet påträffade bäcksländetaxa var provlokalens blockighet. Ju mer block desto färre taxa. Med den låga förklaringsgraden är det bara att konstatera att inventeringen ej dokumenterat för bäcksländorna viktiga faktorer och/eller att de använda insamlingsmetoderna ej varit effektiva för dessa djur.

Tabell 16. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av skalbaggar i vattendragens nedströms forslokaler och kringinformation (från tabell 12).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|---------------------|
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,39 | |
| Lokalens medelvattenhastighet, 0,32 | |
| pH stabil vinter, 0,42 | |
| Alkalinitet vårflood, 0,33 | |
| Antal individer skalbaggar, 0,67 | |

Liksom för bäcksländorna fanns få signifikanta samband mellan antalet arter och omgivningsvaria-

bler. Både pH under stabil period, alkaliniteten under vårflood samt stor sjöyta i tillrinningsområdet

gynnade antalet påträffade arter. Den senare var den enda variabeln som ingick i modellen då anta-

let individer uteslutits. Förklaringsgraden var lika låg som för bäcksländorna, bara drygt 10%..

Nattsländor

Modellen för nattsländor:

$\sqrt{\text{antalet taxa nattsländor}} = 0,579720 + 1,052395 \star \log \text{ indiv. nattsländor} - 0,568753 \star \log \text{ totalfosfor} + 0,647620 \star \log (\text{andel sjöyta i tillrinningsområdet} + 1) + 0,307672 \star \log \text{ tillrinningsområdets yta. (R}^2 = 0,652)$

Utan antal individer:

$\sqrt{\text{antal taxa nattsländor}} = 1,353118 + 0,899277 \star \log (\text{andel sjö i tillrinningsområdet} + 1) + 0,601565 \star \log \text{ tillrinningsområdets yta} - 0,409773 \star \log \text{ avst. uppstr. sjö/större vattendrag} + (0,037293 \star \text{pH}^2 \text{vårflod}) / 10^3. (R^2 = 0,567)$

Till skillnad mot utfallet för sjöarna så erhöles en mängd samband mellan antalet taxa nattsländor och omvärldsfaktorer för vattendragen. Flera variabler som beskriver storlek (vattendraglängd, tillrinningsområdets yta, och provlokalens bredd) och

försurningsstatus (pH stabil vinter, pH vårflod, alkalinitet vårflod, konduktivitet och vattenfärg) gav signifikanta samband med antal påträffade nattsländetaxa. Därutöver erhöles ett mycket starkt samband ($r=0,62$) med andelen sjöyta i tillrinningsområdet och ett negativt samband med avståndet till närmast uppströms belägna sjö och huvudflod. Antalet taxa var positivt korrelerat till både andelen högre växter och mossor på provlokalen samt till medelvattenhastigheten. Sammanfattningsvis så pekar resultaten av korrelationsanalysen på att vegetationsrika lokaler i större välbuffrade vattendrag belägna i sjörika områden är särskilt artrika på nattsländor. Modellen utan variabeln "antalet individer" kunde förklara över 50% av variationen av arter på provlokalerna. Det var därmed den bästa av modellerna utan antalet individer i vattendragen.

Tabell 17. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av nattsländor i vattendragens nedströms forslokaler och kringinformation (från tabell 12).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|--|
| Vattendraglängd, 0,59 | Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,40 |
| Tillrinningsområdets yta, 0,57 | Andelen skog i tillrinningsområdet, -0,28 |
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,62 | Provlokalens avstånd till huvudflod (SMHI), -0,31 |
| Övervattensväxter i provlokalen, 0,35 | Avst. till närmaste uppströms sjö/större vdr, -0,33 |
| Mossor i provlokalen, 0,36 | Alkalinitet stabil vinter-alkalinitet vårflod, -0,36 |
| Provlokalens medelbredd, 0,53 | Vattenfärg vårflod, -0,34 |
| Provlokalens medelvattenhastighet, 0,26 | |
| pH stabil vinter, 0,37 | |
| pH vårflod, 0,31 | |
| Alkalinitet vårflod, 0,29 | |
| Konduktivitet stabil vinter, 0,32 | |
| Antal individer nattsländor, 0,65 | |

Tvåvingar

Modellen för tvåvingar:

Log antal taxa tvåvingar = $0,777274 - 0,003257 \star$
 (andel skog³ i tillrinningsområdet) / $10^8 + 0,08733$
 \star (pH⁵vårflod) / $10^3 - 0,0659 \star$ log avst. närmast
 uppstr. sjö/större vattendrag - $0,120662 \star$ log
 (blockbotten+1) + $0,146308 \star$ log (mossor i loka-
 len+1). ($R^2 = 0,530$)

Antalet påträffade familjer av tvåvingar var positivt korrelerat till pH stabil vinter, pH vårflod, alkalinitet vårflod, CaMg stabil vinter och negativt till vattenfärg. Det indikerar att chansen att påträffa olika familjer av tvåvingar ökar i icke sura vatten. Störst förklaringsgrad i modellen hade andelen

skog i tillrinningsområdet. Ju mindre skog desto fler familjer av tvåvingar påträffades. Andelen skog hade ett negativt samband med andelen öppen mark i tillrinningsområdet ($r = -0,49$) och totalfosforhalten ($r = -0,28$). Eftersom det inte är alldeles klart på vilket sätt skogsmark i sig ska minska antalet familjer av tvåvingar är det nära till hands att förklara andelen skogsmarks betydelse med att då det är mindre skogsmark så är det generellt mer öppen mark och något högre fosforhalt (näringssrikare). Intressant att notera är att inga samband erhöles med storleksrelaterade variabler. Förklaringsgraden på modellen var strax över 50%.

Tabell 18. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av tvåvingar i vattendragens nedströms forstlokal och kringinformation (från tabell 12).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|---|
| Andel sjöyta i tillrinningsområdet, 0,48 | Andel skog i tillrinningsområdet, -0,40 |
| Övervattenväxter i provlokalen, 0,34 | Vattenfärg vårflod, -0,34 |
| Mossor i provlokalen, 0,29 | |
| pH stabil vinter, 0,37 | |
| pH vårflod, 0,29 | |
| Alkalinitet vårflod, 0,30 | |
| CaMg stabil vinter, 0,31 | |

Blötdjur

Modellen för blötdjur:

$\sqrt{(\text{antalet taxa blötdjur} + 5)} = 1,928939 + 0,177545$
 \star log individer blötdjur + $0,174243 \star$ $\sqrt{\text{biotopri-}}$
 kedom i lokalen + $0,000359 \star$ lokalens höjd över
 hav + $0,000009 \star$ pH⁵vårflod/ 10^3 . ($R^2 = 0,725$)

Utan antalet individer:

$\sqrt{(\text{antalet taxa blötdjur} + 5)} = 1,759063 + 0,107522$

\star log tillrinningsområdets yta + $(0,015977 \star$
 pH⁵vårflod) / $10^3 + 0,249045 \star \sqrt{\text{biotopri-}}$
 lokalen + $0,011811 \star$ lokalens beskuggning² +
 $0,001193 \star$ provlokalens höjd över hav -
 $0,010247 \star$ provdatum - $0,120967 \star$ log avstånd
 närmaste uppströms sjö/större vattendrag.
 ($R^2 = 0,531$)

Tabell 19. Signifikanta samband (Pearson korrelationskoefficient, $p < 0,05$) mellan antalet taxa av blötdjur i vattendragens nedströms forstlokal och kringinformation (från tabell 12).

| Positiva samband, r | Negativa samband, r |
|--|--|
| Vattendragslängd, 0,42 | Brutenhet i tillrinningsområdet, -0,40 |
| Tillrinningsområdets yta, 0,41 | Sandbotten i provlokalen, -0,30 |
| Andel myr i tillrinningsområdet, 0,29 | Vattenfärg vårflod, -0,37 |
| Andel myr strandnära, 0,34 | |
| Provlokalens höjd över hav, 0,36 | |
| Provlokalens avstånd till kustlinjen, 0,33 | |
| Provlokalens biotopri- kedom, 0,32 | |
| Övervattenväxter i provlokalen, 0,38 | |
| Alger i provlokalen, 0,29 | |
| Provlokalens beskuggning, 0,40 | |
| Provlokalens medelbredd, 0,36 | |
| pH stabil vinter, 0,30 | |
| Antalet individer, 0,81 | |

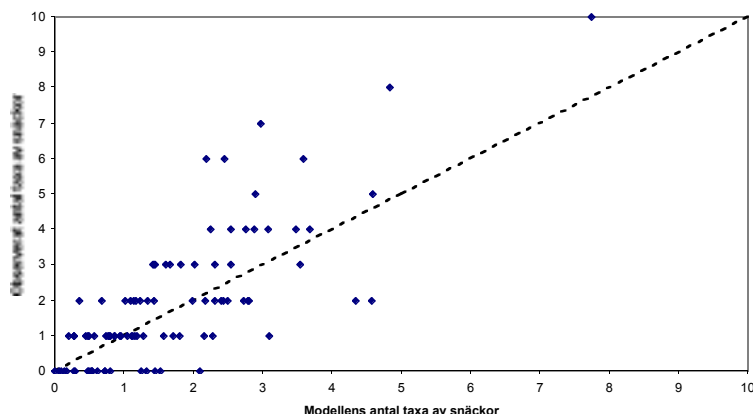
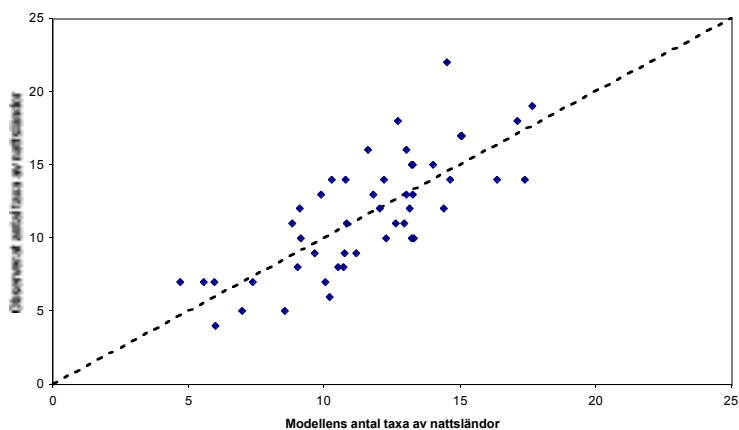
Resultaten pekar på att större och mer välbuffrade vattendrag hyser fler taxa av blötdjur. Modellen har tagit med hela 7 olika oberoende variabler då individantalet uteslutits. Enligt modellen bidrar en högre höjd över hav till artrikedom. Det kan sannolikt förklaras på samma sätt som för dagsländorna d v s att flertalet av de större vattendragen som undersökts är belägna på en högre höjd över

havet i länets inre delar. Intressant att notera för blötdjurens är att det var den enda gruppen som hade ett signifikant (positivt) samband med andelen alger på provlokalen. Det kan kanske förklaras av att snäckornas föda uteslutande består av alger. Även denna modell hade en förklaringsgrad strax över 50%.

Hur bra är modellerna?

Den modell som hade störst förklaringsgrad var den som belyste blötdjur i vattendrag. Förklaringsgraden var 0,725. I den modellen ingick antalet insamlade individer. Den modell i vattendragen som hade bäst förklaringsgrad utan antalet individer var nattsländorna ($R^2=0,567$) och i sjöarna den för snäckor ($R^2=0,515$). Modellernas antal taxa i förhållande till det obser-

verade antalet för de båda modellerna kan ses i figur 1a och 1b. Speciellt i figur 1b kan vi se att modellen tenderar till att överskatta antalet taxa vid låga antal och underskatta vid högre artantal. Om modellerna hade varit perfekta så hade alla punkter legat på den streckade linjen d v s ett modellvärde hade motsvarats av ett lika stort observerat värde.



Figur 1a (övre diagrammet) och 1b (nedre diagrammet). Förhållandet mellan modellens antal taxa utan antalet individer och det observerade antalet taxa för nattsländor i vattendragen och snäckor i sjöarna.

Modellerna för antalet taxa i vattendragen var genomgående bättre än modellerna för sjöarna. Av de 7 modellerna utan antalet individer i vattendragen så var det 5 som hade en förklaringsgrad över 50%. I sjöarna så var det endast 1 av 10 som hade en förklaringsgrad över 50%. I analysen för vattendragen ingår enbart forsprover medan antalet taxa i sjöarna baseras både på skyddad och exponerad strand tillsammans. Sannolikt så hade förhållandet varit mer lika om vi koncentrerat oss på enbart exponerad eller skyddad strand i sjöarna alternativt slagit ihop forsproverna med selproverna från vattendragen. Modellernas förklaringsgrad ökar i nästan alla fall då antalet individer tas med i analysen. Då antalet individer ingår i modellen har 6 av 10 modeller i sjöarna och 6 av 7 i vattendragen en förklaringsgrad överstigande 50%. Att antalet insamlade individer påverkar förklaringsgraden i så stor utsträckning är ganska typiskt vid dylika inventeringar. En arbetsmetod kan sällan fungera tillfredsställande för alla typer av djur. I sjöarna valdes den metod som enligt den kunskap som fanns då skulle passa bäst för att samla in dagsländor. Det är därför med viss tillfredsställelse som vi kan konstatera att i modellen för vad som förklarar antalet insamlade dagsländetaxa så ingår ej antalet insamlade individer. Tyvärr erhöles dock inte en riktigt tillfredsställande förklaringsgrad ($R^2=0,349$). Man kan naturligtvis fråga sig vilka förväntningar som man kan ställa på en modell baserad på beskrivningar av marktyper i tillrinningsområdet, sjö- och vattendragmorfologi, vattenkemi och provlokalen. Flera viktiga variabler saknas såsom, konkurrens, predation, födotillgång och övrig mänsklig påverkan. Variabler som konkurrens, predation och till viss del även födotillgång och lokal mänsklig påverkan kan påverka förutsättningarna kraftigt för djurens existens lokalt på provlokalen. Dessutom så är de vattenkemiska undersökningarna gjorda i mitten av sjön medan bottenfaunaproverna är insamlade vid sjöstranden.

För lite kunskap

Utifrån modellerna så kan vi peka ut vilka djurgrupper i sjöarna och vattendragen som vi har sämst kännedom om efter inventeringen. I sjöarna så är det bäcksländor, trollsländor, skalbaggar, nattsländor och tvåvingar. För dessa djurgrupper så erhöles en förklaringsgrad på endast ca 10% då antalet individer uteslöts. I vattendragen så var förklaringsgraden lägst för bäcksländor och skalbaggar (ca 15%). Förklaringen till detta är sannolikt en kombination av en mindre lämplig insamlingsmetod och tidpunkt, diagnostiska problem och avsak-

nad av relevant omgivningsbeskrivning. Mest märklig känns kunskapsbristen om bäcksländor i vattendragen. Vi tror att det bl a kan bero på tidpunkten för provtagningen. Många av bäcksländorna kläcker ut till vuxna individer tidigt på våren och eftersom vi tagit proverna efter vårfloden så saknas flera arter av naturliga orsaker. Det minskar chansen att erhålla en bra modell. Bäcksändorna är kanske den grupp som genomgående är mest känslig för syrebrist. Vi har ingen variabel som beskriver syresituationen i vattendragen. Men vår uppfattning är att syrebrist är ett marginellt problem i de inventerade vattendragen. Bäcksändorna kan delas in i två grupper, Systellognatha som är företrädesvis rovlevande och Euholognatha som äter detritus. I en studie av bäcksländor i 56 vattendrag i norra Sverige av Björn Malmqvist visar resultaten att vattendragets storlek är den viktigaste variabeln för att förklara artrikedom bland Systellognatha. Euholognatha var oberoende av vattendragets storlek medan andra variabler såsom pH och avstånd till uppströms sjö hade betydelse. I vår studie skulle sannolikt en modell med större förklaringsgrad erhållits om samma uppdelning skett och helt säkert om dessutom provtagningstidpunkten bättre anpassats till bäcksländelarvernas förekomst.

Skalbaggar kan generellt sägas vara marginalernas djurgrupp i fråga om biotopval. Gruppen är mycket artrik och finns representerad i en mängd olika miljöer varav sjöar och vattendrag bara står för en del av biotoperna. Även andra djurgrupper är rikt representerade i andra miljöer. Så även om provtagningstidpunkter, insamlingsmetoder och beskrivningar av omgivningsfaktorer anpassas till de olika djurgrupperna så kommer väsentlig kunskap att saknas så länge inte andra sötvattenmiljöer såsom t ex fisklösa vatten, myrtjärnar, källor och vatten av temporär karaktär undersöks.

Storleken och surheten viktiga

Vid sidan av antalet individer så var det 5 oberoende variabler som antogs i fler än 2 modeller i sjöarna och 4 i vattendragen då antalet individer ej ingick i modellerna. I sjöarna var det alkalinitet (4), alternativt pH för dagsländorna, maximala provdjupet (4), tillrinningsområdets yta (3), öppen mark strandnära (3) och avstånd till in/utlopp (3). I vattendragen var det tillrinningsområdets yta (4), avstånd till uppströms sjö (4), pH (4), och provlokals blockighet (4). Ytterligare en variabel tillkommer då antalet individer ingår i modellerna och det är höjd över havet (3) för djuren i sjöarna.

Tillrinningsområdets yta är den storleksrelaterade variabel som ingår i analysen och alkaliniteten eller pH den försurningsrelaterade. Resultaten visar att inom det fönster som vi gjort våra undersökningar i så är en större storlek och en bättre vattenkvalitet ur surhetssynpunkt viktiga styrfaktorer för artrikedomen i både sjöar och vattendrag. I sjöarna så var det i första hand antalet taxa totalt samt dagsläändornas och snäckornas antal taxa som påverkades.

Älvsjöarna är artrika

Tillrinningsområdets yta har samband med ett antal omgivningsfaktorer av vilka speciellt en bör kommenteras i detta sammanhang. Det finns i vårt material ett starkt negativt samband mellan tillrinningsområdets yta och sjöns vattenutbytestid ($r = -0,44$). Det kan förklaras av att vattenutbytestiden är beroende av bl a tillrinningsområdets yta och sjövolymen. Bland de inventerade sjöarna så har vi ett antal sjöar som har en stor yta i förhållande till volymen, vilket medför ett snabbare byte av vattenvolymen. I vår inventering ingår de stora älvsjöarna Stödesjön, Helgumsjön och Gissjön samt den mindre Skrängstasjön. Dessa sjöar har i inventeringen utmärkt sig som speciellt artrika inte bara vad beträffar bottenfaunan. Vi anser att de kan betraktas som hjärtan för biologisk mångfald med direkt eller indirekt förbindelse med större delen av länets övriga vatten. Att vattenutbytestiden är att räkna med som viktig faktor för artrikedom styrks av att vattenutbytestiden ingår i modellerna för skinnbaggar och trollsländor. I dessa modeller ingår varken tillrinningsområdets yta eller försurningsvariabler.

Förekomsten av sjöar är viktig för vattendragen

I vattendragen ingick pH och tillrinningsområdets yta i modellen för totala antalet taxa, nattsländor och blötdjur. Dessutom ingick de även i modellen för dagsläändor då pH vårfloed byts mot pH stabilvinter. En annan viktig faktor för artrikedomen i vattendragen var avstånd till uppströms liggande sjö. Variabeln hade inget signifikant samband med någon av de övriga undersökta omgivningsfaktorerna. Däremot var det genomgående gynnsamt för artantalet med en sjö nära uppströms. Inom ekologin för rinnande vatten så är utloppseffekt ett välkänt begrepp. Utloppseffekten innebär att det finns mer djur, framför allt filtrerande, längs en lång sträcka nedströms en sjö. Huvudorsaken anses vara det tillskott av föda i form av dött organiskt material som produceras i sjön och följer med det strömmande vattnet ut via sjöns utlopp. En sjö har

även en utjämnande effekt både med tanke på surstötter och vattentemperatur samt fungerar som en sedimentationsbassäng. En annan viktig roll för artrikedomen som en uppströms liggande sjö har är att den utökar den totala förekomsten av arter i systemet. Även andelen sjöar i tillrinningsområdet ingick i ett par modeller. Speciellt för nattsländorna så tycks förekomsten av sjöar vara viktig för artantalet. I nattsländornas modell då antalet individer uteslutits ingick både avstånd till uppströms sjö och andelen sjöar i tillrinningsområdet. Dessa två variabler tillsammans med tillrinningsområdets yta och pH under vårfloed kunde förklara drygt 50% av variationen av artantalet i proverna. I 4 modeller för djuren i vattendragen fanns provlokals blockighet med. Ju mer block desto färre arter. Block som i undersökningen definierats till "stenar" > 20 cm är svåra att sparka loss med fötterna. Det medför att det blir problem att röra om tillräckligt på botten med foten så att botten substratet kan virvla upp och infångas i hävnätet. Lokaler med riklig förekomst av block brukar dessutom kännetecknas av antingen en hög vattenhastighet eller att botten består enbart av sand och block. Inga av dessa förhållanden är speciellt gynnsamma för att påträffa många olika typer av djur.

Jordbruk kan öka artantalet

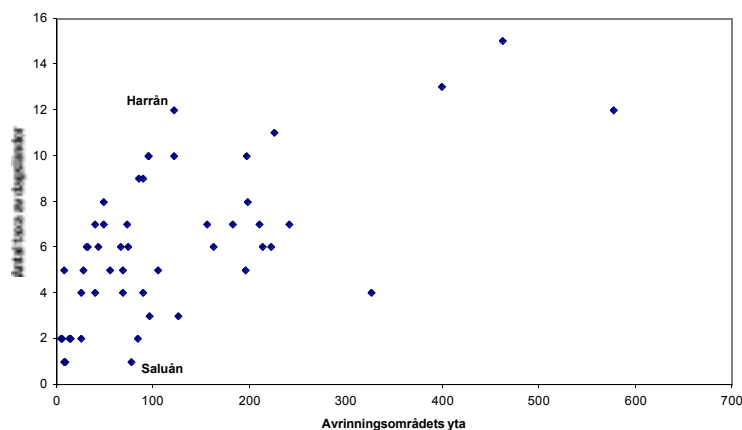
I sjöarna så ingick det maximala provdjupet i 4 modeller. För att förstå vad den variabeln står för så ska läsaren tänka sig att det har med strandens lutning att göra. Proverna har insamlats från strandkanten och en bit ut, 15-20 meter som längst, från stranden. Om stranden är långgrund både på exponerad och skyddad strand så kommer följaktligen det maximala provdjupet att bli litet samtidigt som vi kan säga att sjön har en bred och välutvecklad litoral. I tabell 14 som visar resultaten från korrelationsanalysen så framkom att 7 av de 10 grupperna hade ett signifikant samband (6 positiva och 1 negativ) med andelen öppen mark (brukad eller obrukad jordbruksmark) runt sjöarna. Andelen öppen mark gick dock bara in i 3 modeller, som en negativ faktor för bäcksländor och som en positiv faktor för skinnbaggar och tvåvingarnas antal taxa. Troligen beror det på att andelen öppen mark strandnära var väl korrelerad till tillrinningsområdets yta ($r = 0,51$). I modellerna för bäcksländor, skinnbaggar och tvåvingar ingick ej tillrinningsområdets yta. Den påverkan på antal taxa som jordbruksmarken står för kan sannolikt förklaras av det näringstillskott som den ger. Ett näringstillskott som i våra naturligt näringsfattiga vatten ökar möjligheterna till artrikedomen.

Naturvårdens ambition i dess enklaste uttrycksform är att mellan istiderna bevara en naturlig fauna och flora i så många sjöar och vattendrag som möjligt. En sjö med mänsklig påverkan, ex jordbrukspåverkan, kan därför inte självklart anses vara skyddsvärd trots att den kanske hyser ett stort antal arter.

Variabeln avstånd (den av skyddad eller exponerad provlokal som låg närmast från provlokalen till närmaste in/utlopp) är tänkt att fånga upp påverkan av strömmande vatten på bottenfaunasamhället. Om variabeln genomgående hade uppvisat ett negativt samband med antal taxa, d v s att ett kortare avstånd hade gett ett högre antal taxa, så hade resultatet varit logiskt och lätt att förklara. Nu är det så att det enbart är i bäcksländornas modell som ett kort avstånd bidrar till ett ökat antal taxa. Varför skulle ett längre avstånd till strömmande vatten vara gynnsamt för iglar och skalbaggar? Vi kan ej se något kausalt samband. Variabeln har i vårt material ett svagt samband med tillrinningsområdets yta ($r=0,23$), totalfosforhalten ($r=0,23$), alkaliniteten och pH ($r=0,23$ resp. $0,21$). I modellen för skalbaggar ingår varken tillrinningsområdets yta, totalfosfor eller alkalinitet. Kanske avstånd till närmaste in/utlopp går in i modellen ur den aspekten istället. I iglarnas modell så saknas totalfosfor och tillrinningsområdets yta! Att ett negativt samband kommer fram i analysen för bäcksländorna är lättare att acceptera. Vi vet att t ex flest arter bäcksländor (4) fångades i närheten av Skrängstasjöns utlopp i Sundsvalls kommun.

Bedömning av artrikedom

Bottenfaunasamhällets artrikedom används ibland som kriterium då ett vattens naturvärde skall fastställas. Resultaten från inventeringen visar att då denna bedömning skall göras så bör hänsyn tas inte bara till metoder och tidpunkt för insamling utan även till provlokalens och vattnets beskaffenhet samt antalet insamlade individer. Resultaten pekar på att det är synnerligen viktigt att ett tillräckligt antal individer samlas in för att belysa de olika djurgruppernas artantal. En annan faktor som alltid bör finnas med då artantalet i ett vatten diskuteras är naturligtvis storleken. Eftersom ett större vatten naturligt har fler arter så bör vattnen delas in i storlekskategorier innan en rättvis bedömning kan göras. I figur 16 redovisas antalet påträffade taxa av dagsländor i inventeringens vattendrag som en funktion av tillrinningsområdets yta. Sambandet är positivt och korrelationskoefficienten är hög, 0,67. Störst antal fångade taxa var 15 och som minst 1 taxon. Intressant är här att jämföra antal taxa vid en viss storlek på tillrinningsområdet. I vattendrag med tillrinningsområden av en storlek på ca 100 km² varierar antalet taxa mellan 1 och 12. Flest taxa påträffades i Harrån Ånge kommun och minst i Saluån Örnsköldsviks kommun. Det råder ju ingen tvekan om att Harrån är speciellt artrik på dagsländor medan motsatta slutsatsen kan dras om Saluån.



Figur 2. Antalet taxa av dagsländor som funktion av tillrinningsområdets yta hos de inventerade vattendragen.

En annan viktig faktor, som är betydligt svårare att ta hänsyn till, är vattnets surhet. Det är ju helt klart så att surare vatten är artfattigare än kalkrika. Harrån är t ex en av inventeringens kalkrikaste och Saluån ett av de suraste vattendragen. Problemet är att vattnets surhet inte på långa vägar är lika statisk som storleken. Hela landet har under lång tid utsatts för ett försurande nedfall och i områden där rationellt skogsbruk bedrivits har även skogsbruket bidragit till försurningen. Genomslaget i sjöar och vattendrag har berott på en kombination av belastningen och markens naturliga motståndskraft. En klassificering av vattendrag i surhetsklasser i syfte att förutsäga det naturligt förväntade antalet taxa kan då bli en belastning för det enskilda vattendraget om inte hänsyn tas till försurningspåverkan vid bedömningen av artrikedom. Utan försurningspåverkan kanske vattendraget skulle hyst fler taxa. Mer rättvist skulle vara att först återställa vattenkvaliteten med kalkning i 25 år och sedan bedöma huruvida vattendraget är artrikt eller ej. Resultaten av analysen visar också på att om rättvisa bedömningar av artrikedom utifrån ett bottenfaunaprov skall göras så bör för vattendragens räkning hänsyn tas till förekomsten av sjöar och provlokalens beskaffenhet medan litoralens utseende samt dess påverkan

av jordbruk är viktigt att tänka på för bedömningen av sjöar. En annan faktor som på grund av samkorrelation ej belysts på ett rättvist sätt är betydelsen av provlokalens höjd över havet. Ett mildare klimat bör innebära en större potential att hysa fler arter.

Analysen av vad som påverkar artrikedom i vattendragen kan göras mer omfattande för vattendragen eftersom enbart nedströmslokaler medtagits. Det finns ytterligare 50 forsprover från lokaler som är belägna långt uppströms i vattendragssträckorna samt 41 sellokaler. Anledningen till att dessa prover ej ingått i analysen är att det saknas beskrivningar av lokalernas tillrinningsområden. Det skulle vara intressant att utöka analysen med dessa prover och då även använda andra statistiska metoder. Med hjälp av t ex principalkomponentanalys (PCA) av de oberoende variablerna så skulle sambanden mellan dem kunna redas ut. Det skulle då innebära att samkorrelationer mellan variablerna i betydligt större grad kan undvikas. I en utökad analys skulle det också vara angeläget att försöka eliminera betydelsen av antalet insamlade individer av de olika djurgrupperna.

Litteratur

Malmqvist, Björn, 1999. Lotic stoneflies (Plecoptera) in northern Sweden: patterns in species richness and assemblage structure. Nordic Benthological Society, Proceedings. In press.

Malmqvist, Björn & Hoffsten, Per-Ola, 1999. Predictors of benthic invertebrate species richness and community structure in Central Swedish streams. Proceedings of the International Association of Theoretical and applied Limnology. In press.

Malmqvist, Björn & Hoffsten, Per-Ola, 1999. Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in Central Swedish streams. Water research. In press.

Zar, Jerrold H., 1984. Biostatistical analysis. ISBN 0-13-077595-9, 718 sidor.

StatSoft, 1998. Multiple regression - Sidorna 1639-1690 i STATISTICA: General conventions & statistics I, Volume 1. ISBN 1-884233-42-2.