

Variation i biologisk mångfald och samhällsstruktur hos bottenfauna och kiselalger i två små avrinningsområden

Sandin, L., Göthe, E., Kahlert, M. & Temnerud, J.



Institutionen för vatten och miljö, SLU
Box 7050
750 07 Uppsala
Tel. 018 – 67 31 10
<http://www.ma.slu.se>

Omslagsillustration: Integrerad Monitoring lokal, Kindlahöjden
Fotograf: Frida Svanström

Tryck: Institutionen för vatten och miljö, SLU
Uppsala, 2009-03-30

SAMMANFATTNING INKLUSIVE FÖRSLAG

Cirka 90% av Sveriges vattendrag avvattnar avrinningsområden mindre än 15 km². För dessa små vattendrag finns ytterst begränsad kunskap om biologi, kemi och hydrologi. Dessutom saknas information om aktuell status och mänsklig påverkan enligt EU:s vattendirektiv och de nationella bedömningsgrunderna. Normal provtagning av biologi i vattendrag sker på lokaler där avrinningsområdets storlek överskrider 15 km² men vi vet lite om dessa prov också representerar status och mänsklig påverkan för de uppströms liggande små vattendragen. Att det finns eventuella skillnader biologiskt mellan små och större vattendrag beror givetvis inte på avrinningsområdets storlek, utan att denna variabel är korrelerad med ekologiskt viktiga styrvariabler såsom vattenkemi (här främst surhet), substrattyp och strömhastighet.

För att använda en enhetlig klassificering i denna rapport delades vattendragen upp i storleksklasser där provtagningslokalerna klassades som små < 2 km², medelstora 2 – 10 km² och stora > 10 km². I studien provtogs totalt 18 stationer med avseende på biologi i två avrinningsområden (Danshytteån och Lugnån). Kemiskt skiljer sig både avrinningsområdena och de tre storleksklasserna åt, framförallt när det gäller de surhetsrelaterade parametrarna. Medelvärde för antalet taxa av bottenfauna i de små vattendragen var lägre än i de medelstora som i sin tur var lägre än i de stora vattendragen. Det fanns inget samband (korrelation) mellan avrinningsområdets storlek och antalet taxa av bottenfauna. Det var ingen skillnad i antalet räknade taxa mellan de olika vattendragsstorlekarna för kiselalger. Det fanns inte heller något samband (korrelation) mellan antalet räknade kiselalgstaxa och avrinningsområdets storlek. För både bottenfauna och kiselalger fanns en statistiskt säkerställd skillnad i artsammansättning mellan de tre storleksklasserna av avrinningsområden. För kiselalger berodde detta främst på att de små vattendragen är sura, och i dessa hittades surhetsrelaterade taxa, till skillnad från de neutrala (oftast större) vattendragen.

För både bottenfauna och kiselalger klassades i princip alla lokaler som hög/god ekologisk status. Ett viktigt resultat från studien är att de nedströms liggande provtagningslokalerna i denna studie inte på ett tillfredsställande sätt kunde påvisa påverkan högre upp i avrinningsområdet (gäller främst pH) där de nedströms liggande lokalerna klassas som nära neutrala eller neutrala medan de små vattendragen uppströms klassas som sura eller mycket sura. Det fanns däremot inte något samband mellan något index (bottenfauna och kiselalger) och totalkvävehalt i vattendragen medan DJ indexet svarade bäst mot totalfosfor gradienten i analysen av de två avrinningsområdena tillsammans. ACID indexet för kiselalger svarade bättre än MISA indexet mot pH gradienten i de två avrinningsområdena tillsammans.

Slutsatser:

Det är främst tre saker som behöver göras för att utöka vår förståelse för och kunskap om de små vattendragen: i) en provtagningsmetod för bottenfauna som ger jämförbara resultat med den standardiserade sparkprovtagningen bör utvecklas (troligtvis genom att man istället för att ta fem enmetersprov, tar ett större antal prov med en surberliknande provtagare, men där den totala provtagna ytan motsvarar de 1.25 m² som är den yta som provtas enligt den standardiserade sparkprovtagning), ii) en större jämförelse mellan artsammansättning av bottenfauna och kiselalger i uppströms liggande småvattendrag och nedströms större vattendrag bör genomföras där i första hand opåverkade vattendrag provtas för att se vilken effekt storlek av vattendragen har på den biologiska mångfalden och artsammansättningen när man inte behöver ta hänsyn till olika typer av mänsklig påverkan (opåverkat tillstånd), iii) små vattendrag bör i några fall inkluderas i den nationella miljöövervakningen (trendstationer) för att vi skall få en uppfattning om vilken variation i artsammansättning och biologisk mångfald det finns i dessa små system jämfört med större vattendrag (de är ju t.ex. i mycket högre utsträckning än större vattendrag utsatta för risken för uttorkning respektive bottenfrysning jämfört med de större vattendragen

INDEX

INTRODUKTION	5
MATERIAL OCH METODER	6
Provtagningslokaler	6
Områdesbeskrivning	8
Kalkning	8
Provtagningslokaler och avrinningsområdenas storlek	9
Provtagning av bottenfauna	9
Provtagning av kiselalger	9
Bedömning av ekologisk status	11
Statistiska analyser	11
RESULTAT	12
Vattenkemi	12
Biologisk mångfald (antal taxa) – bottenfauna	12
Biologisk mångfald (antal taxa) – kiselalger	13
Specifik artsammansättning i små vattendrag – bottenfauna	13
Specifik artsammansättning i små vattendrag – kiselalger	15
Förhållande miljövariabler - biologi	16
Klassning enligt bedömningsgrunderna – bottenfauna	16
Klassning enligt bedömningsgrunderna - kiselalger	20
Relation mellan bedömningsgrunder och vattenkemi	23
DISKUSSION	24
REFERENSER	27

INTRODUKTION

Cirka 90% av Sveriges vattendrag avvattnar avrinningsområden mindre än 15 km². För dessa små vattendrag finns ytterst begränsad kunskap om biologi, kemi och hydrologi. Dessutom saknas information om aktuell status och mänsklig påverkan enligt EU:s vattendirektiv och de nationella bedömningsgrunderna. Det är oroande då små vattendragen utgör en livsnerv i landskapet och har avgörande betydelse för nedströms liggande vattendrag och sjöar som används för rekreation och som dricksvattentäkter. Vi vet att små vattendrag är känsliga för förändringar i t.ex. markanvändning. Däremot vet vi lite om hur nedströms liggande system påverkas av förändringar uppströms. Normal provtagning av biologi i vattendrag sker på lokaler där avrinningsområdets storlek överskrider 15 km² men vi vet lite om dessa prov också representerar status och mänsklig påverkan för de uppströms liggande små vattendragen. En av de få platser i Sverige där det finns relevant information om vattendragens kemi, i olika rumsliga och tidsmässiga skalor samt kartinformation, med tillräcklig kvalitet finns i Västerbotten (Krycklans avrinningsområde). För att undersöka den rumsliga vattenkemiska variationen i södra Sverige provtogs skogsbäckar inom fyra avrinningsområden under hösten 2007, ett initiativ som finansierades av Naturvårdsverket. Preliminära resultat tyder på att den rumsliga variation i kemi i södra Sverige är av samma omfattning som i Västerbotten. Inom två av de provtagna avrinningsområdena utfördes även biologisk provtagning, för bottenfauna och kiselalger. Försöksupplägget var sådant att ett antal små, medelstora, samt stora vattendrag provtogs inom varje avrinningsområde. Att det finns eventuella skillnader biologiskt mellan små och större vattendrag beror givetvis inte på avrinningsområdets storlek, utan att denna variabel är korrelerad med ekologiskt viktiga styrvariabler såsom vattenkemi (här främst surhet), substrattyp och strömhastighet.

För bottenfauna tyder den information som finns tillgänglig på att de minsta vattendragen har en unik artsammansättning jämfört med större vattendrag. Det verkar alltså inte som om små vattendrag håller en delmängd av de arter som finns i större vattendrag. Om detta stämmer finns ett stort skyddsbehov när det gäller biologisk mångfald hos smådjur i de minsta vattendragen. Samtidigt har studier såsom den i Krycklan visat på en förvånansvärt hög variation i vattenkemi (till exempel pH) mellan sådana små vattendrag inom ett och samma avrinningsområde. En hypotes är därför att varje litet vattendrag har sitt eget ”kemiska fingeravtryck” som borde avspegla sig också i biologin. Alla småbäckar är därmed inte lika viktiga för vattendragets struktur (t.ex. artsammansättning) och funktion (dvs systemets processer) och det gäller att kunna identifiera vilka de viktiga småbäckarna är. För kiselalger finns några få regionala studier av samhällsstruktur och biologisk mångfald, men i princip inga studier där man tittat på variationen inom avrinningsområden eller vikten av små bäckar för den biologiska mångfalden. I en FORMAS rapport (2006:2) om biologisk mångfald konstaterar man att det behövs mer information om biotoper och ekosystem i rinnande vatten i Sverige och att information om de minsta vattendragen saknas helt. I den här studien används antal taxa av bottenfauna och antalet funna taxa vid räkning av 400 individer för kiselalger som ett mått på biologisk mångfald. Mångfalden kan givetvis mätas på olika nivåer såsom gen, population, art eller ekosystem där antal taxa bara är ett mått, men det som vanligtvis används för att mäta mångfald.

Frågeställningar:

- i) Huruvida organismsamhällena i små vattendrag är relaterade till varandra och vattenkemin, och om de i detta skiljer sig kvalitativt från samhällena i större vattendrag.
- ii) I vilken grad biologiska prov tagna i medelstora vattendrag är representativa för små vattendrag uppströms.
- iii) Hur bedömningsgrunderna för bottenfauna och kiselalger fungerar i små vattendrag.

Denna studie är överenskommelse nr 261 0803 med Naturvårdsverket (diarienummer 235-5131-08Mm).

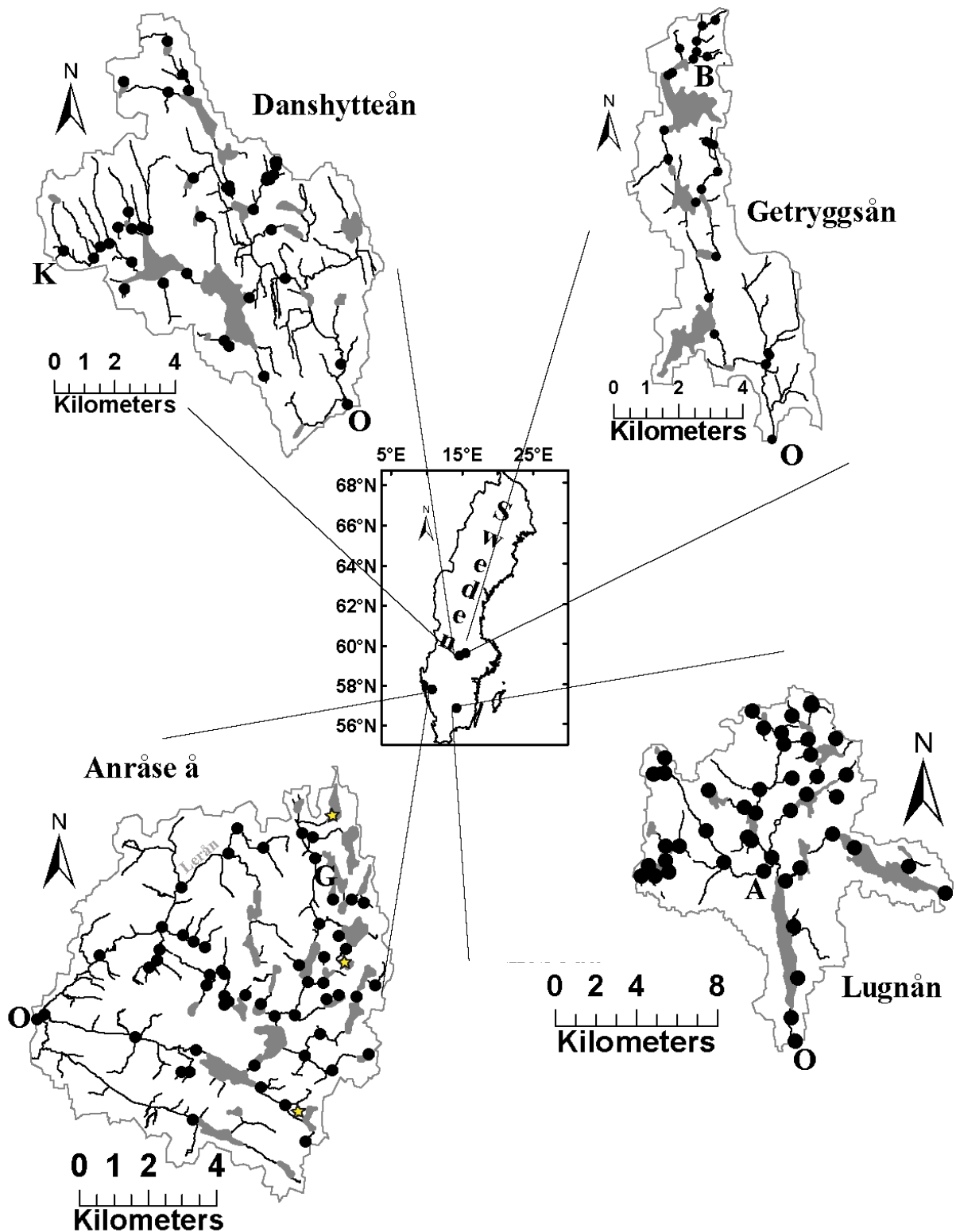
MATERIAL OCH METODER

Provtagningslokaler

Två avrinningsområden provtogs med avseende på bottenfauna och kiselalger i Danshytteån (inklusive lokalen Kindla) och Lugnån (inklusive lokalen Aneboda) (Figur 1) med totalt 18 provtagningsstationer. Samtidigt togs vattenkemiska prover på ett större antal punkter inom varje avrinningsområde (Figur 1). Båda avrinningsområdena (area 0,03-74 km²) ligger i södra Sverige inom ett område som har minst en station med lång vattenkemisk tidsserie. Provtagningen fick ta maximalt tre dagar per avrinningsområde. Vattendragen skulle vara relativt lättåtkomliga från väg. Avsikten var att vattenkemiskt provta alla inflöden och utlopp för sjöar, samt bäckförgreningar inom avrinningsområdena så att det totala antalet vattenkemiska prov per avrinningsområde blev maximalt 100 stycken. Antalet besökta vattendrag ändrades i fält på grund av älgjakt, vägarbeten och liknande. Innan provtagningen påbörjades hade också 18 provpunkter identifierats med hjälp av kartmaterial, 3 små, 3 medelstora och 3 stora inom varje avrinningsområde för biologisk provtagning. Av logistiska skäl kunde dessa inte spridas över hela avrinningsområdet, utan ligger generellt koncentrerade till en del av avrinningsområdet (Figur 2). Detta gäller främst de små vattendragen.

Tabell 1. Lokaler provtagna med avseende på bottenfauna och kiselalger i Lugnån (A) och Danshytteån (K) med den storleksklassning av avrinningsområdet uppströms varje provtagningspunkt som gjordes med hjälp av karta före fältbesök.

Lokal	Storlek	X RT-90	Y RT-90	Avr. Område (km ²)	Höjd över havet
A14	Stor	1434884	6340438	6.17	208
A43	Stor	1437768	6342553	19.70	185
A63	Stor	1438815	6337977	22.42	174
A24	Medel	1438179	6345384	4.60	203
A39	Medel	1439533	6344777	6.03	201
A42	Medel	1436983	6342485	3.80	190
A23	Små	1437196	6346351	0.31	235
A25	Små	1439122	6346097	0.88	203
A36	Små	1440034	6344161	0.76	224
K24	Stor	1453952	6625539	20.96	197
K50	Stor	1455360	6628283	14.66	167
K80	Stor	1459024	6622560	72.45	128
K13	Medel	1451431	6626543	6.75	222
K16	Medel	1452135	6627009	1.69	208
K18	Medel	1452143	6625912	7.87	208
K1	Små	1449694	6626419	0.19	311
K12	Små	1451397	6626557	1.82	222
K19	Små	1451690	6627052	0.18	212



Figur 1. Sverigekarta med de två undersökta avrinningsområdena: Danshytteån inklusive Kindla och Lugnån inklusive Aneboða. På kartan finns även Getryggsån och Anråse Å med (dessa provtogs enbart för vattenkemi, se Temnerud mfl. 2009). Bäcker med långa tidsserier är följande: K för Kindlahöjden och A för Asa. O står för mynning (engelska outlet). Svarta punkter är provtagningsplatser för vattenkemi, gråa ytor sjöar och svart linje vattendrag.

Områdesbeskrivning

Samtliga vattendrag domineras av skog (>80%) där skogen till stor del utgörs av barrskog (oftast störst volym av gran). Generellt kan sägas att det är liten mängd bebyggelse och jordbruk inom områdena.

Tabell 2. Fältdata, klimatdata och fysikaliska data för de olika delavrinningsområdena, median med minimum och maximum värden inom parenteser. Provplatser motsvarar de vattenkemiska provplatserna, där nio av dessa provtogs för bottenfauna och kiselalger i vart och ett av de två avrinningsområdena (totalt 18 lokaler).

	Lugnån	Danshytteån
Namn på lokalen med tidsserie	Asa	Kindlahöjden
Antal provplatser	64	55
Antal provplatser (aro < 2 km ²)	26	34
Storlek (km ²)	3,4 (0,12-127)	1,2 (0,03-80)
Höjd (m ö.h.)	206 (166-247)	206 (122-311)
Procent areal ovan HK	100 (100-100)	100 (76-100)
Fältdata		
Vattentemperatur (°C)	3,2 (0,4-7,8)	6,7 (4,1-9,1)
Bäckens djup (m)	0,3 (0,1-2,0)	0,2 (0,0-1,5)
Bäckens bredd (m)	1,2 (0,2-15,0)	0,8 (0,2-4,0)
Avstånd vatten och omkringliggande mark (m)	0,3 (0,1-4,0)	0,4 (0,0-3,0)
Bäckens lutning (1-5)	2,0 (1,0-4,0)	2,0 (1,0-4,0)
Meandering (1-5)	2,0 (1,0-5,0)	2,0 (1,0-4,0)
Klimatdata (1960-90)		
Lufttemperatur* (°C)	6,0 (6,0-6,0)	5,0 (5,0-5,0)
Avrinning* (mm)	250 (250-250)	369 (350-450)
Nederbörd* (mm)	750 (750-750)	850 (850-850)

HK är högsta kustlinjen. Bäckens lutning vid 1 är liten, vid 5 stor lutning. Grad av meandering är låg vid 1 och hög vid 5. * innebär årsmedelvärde för perioden 1960-1990 för varje delavrinningsområde.

Lugnån

Lugnån är det största avrinningsområdet (127 km²), och är beläget ca 30 km norr om Växjö (Figur 2), mynningens koordinater är latitud 57° 5' 34" och longitud 14° 48' 13". Läget medför lägst nederbörd och avrinning, men näst högsta lufttemperatur som årsmedelvärde (Tabell 2). Lugnån har högst andel av jordbruksmark (åker och betesmark) av vattendragen. Området befinner sig ovanför HK.

Danshytteån

Danshytteån (80 km²) är beläget ca 40 km norr om Örebro (Figur 3), mynningens koordinater är latitud 59° 42' 28" och longitud 15° 4' 53". Danshytteån har störst andel skog (enligt Vägkartan) men minst andel sjöyta. Stora delar av området befinner sig ovanför HK.

Kalkning

Under perioden 2005-2007 kalkades fem objekt inom Danshytteån och tre inom Lugnån (Tabell 3) (data erhållen september 2008; Pelle Grahn vid Örebro län och Brigitta Sundholm vid Kronobergs län). Inverkan av kalkning på bäckarnas vattenkemi uppskattas med kalcium och magnesium kvoter, justerade för havspåverkan, Ca*/Mg*-kvoter (Fölster och Wilander, 2005).

Tabell 3. Kalkningsuppgifter för vattendragen (Vdr) Lugnån (Lu), Danshytteån (Dan) för åren 2005-2007.

Vdr	År	Dos	X-koord	Y-koord	Område	Typ	Metod	Medel	Mg/Ca	Ursprung
Lu	2006	174	6331510	1439060	Asasjön	S	B	KSmjöl	0,014	I & U
Lu	2005	28	6338690	1432030	Gårdsjön	S	H	KSmjöl	0,014	I & U
Lu	2005	77	6341940	1435950	Hacksjön	S	H	KSmjöl	0,014	I & U
Dan	2006	24	6627410	1457700	Acksjön	S	H	KSmjöl	0,125	G
Dan	2006	210	6625540	1453950	Dammsjön	S	B	KSmjöl	0,125	G
Dan	2006	226	6624740	1456000	Gränsjön	S	B	KSmjöl	0,125	G
Dan	2006	14	6626680	1459510	Rösjön	S	H	KSmjöl	0,125	G
Dan	2006	4	6624450	1458900	Valsjön	S	H	KSmjöl	0,125	G

Dos är mängden ton kalk per år. Index a är 2007-07-30 och b är 2007-07-31. S betyder att kalken sprids på sjö. H är att kalken sprids via helikopter och B är via båt. Gran kal är Granulerad kalk och KSmjöl är Kalkstensmjöl <0,2 mm. Kalkets ursprung är U för Uddagården, I för Ignaberg och G för Gåsgruvan.

Provtagningslokaler och avrinningsområdenas storlek

Efter provtagningen beräknades avrinningsområdenas storlek med hjälp av GIS och det visade sig att klassningen i små, medelstora och stora vattendrag som gjorts före fältbesöket inte stämde (Tabell 4). För att använda en enhetlig klassificering i denna rapport delades vattendragen därför upp i < 2 km² med tre lokaler i Lugnån och fyra i Danshytteån, 2 – 10 km² med fyra lokaler i Lugnån och två i Danshytteån och > 10 km² med två lokaler i Lugnån och tre i Danshytteån. Totalt sju lokaler med ett avrinningsområde < 2 km², sex lokaler med ett avrinningsområde 2 – 10 km² och fem lokaler med ett avrinningsområde > 10 km². Alla lokaler i Lugnån provtogs med avseende på bottenfauna och kiselalger den 9 Oktober 2007, medan lokalerna i Danshytteån provtogs den 17 Oktober 2007.

Tabell 4. Avrinningsområdenas storlek och höjd över havet (minimum och maximum) för de 18 lokaler som provtogs med avseende på bottenfauna och kiselalger, enligt den klassning som gjordes med hjälp av karta före provtagningen.

Vattendrag	Klassad storlek	Avr. Område (km ²)	Höjd över havet
Lugnån	Små	0.31-0.88	203-224
	Medel	3.80-6.03	190-203
	Stor	6.17-22.4	174-208
Danshytteån	Små	0.18-1.82	212-311
	Medel	1.69-7.87	208-222
	Stor	14.7-72.5	128-197

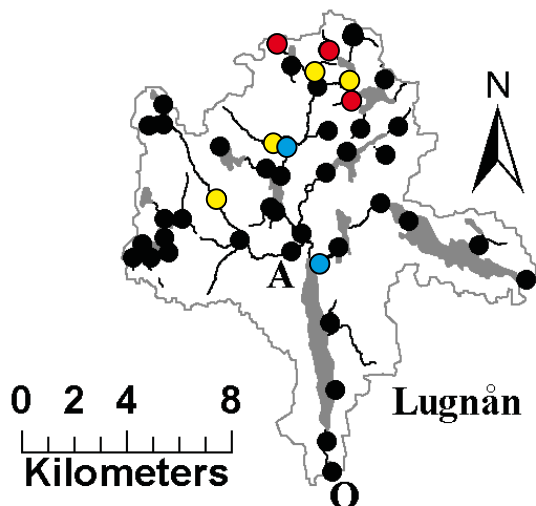
Provtagning av bottenfauna

På grund av de vattendragens storlek, där de minsta vattendragen hade en bredd på 10-30 centimeter, kunde inte vanlig standardiserad sparkprovtagning genomföras. Istället provtogs varje lokal med en öppen surberprovtagare (25 * 25 cm och maskvidd 0.5 mm). Fem sådana prov togs på varje lokal (totalt provtagen yta 0.3125 m² per lokal). I övrigt togs proverna enligt undersökningstyp ”Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag - tidsserier” (Naturvårdsverket 1996). De fem proven hölls separerade, konserverades i 70% etanol, togs tillbaka till laboratoriet där de sorterades under stereolupp och identifierades till så hög taxonomisk upplösning som möjligt. Generellt innehöll bottenfaunaproverna mycket organiskt material och få organismer.

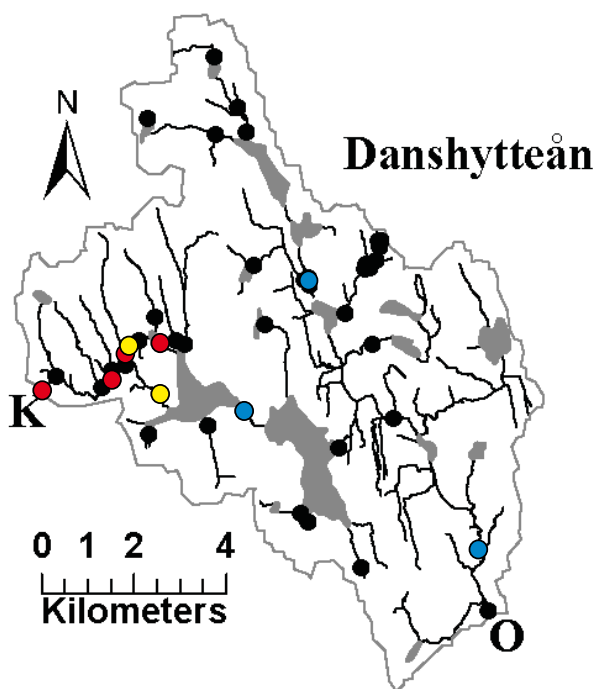
Provtagning av kiselalger

Påväxtprovtagningen i vattendragen genomfördes enligt undersökningstyp ”Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys”, Version 2:2, i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2005). På samtliga lokaler borstades påväxtmaterialet från ovansidan av 5 stenar ner i ca 0,5 liter vatten. Provet överfördes till en 250 ml burk och konserverades med 70% etanol. Framställning av kiselalgspreparat, analys av kiselalger i ljusmikroskop samt beräkning av index gjordes enligt undersökningstyp ”Påväxt i rinnande vatten –

kiselalgsanalys”, Version 2:2, i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning (2005). Generellt innehöll kiselalgsproverna mycket organiskt material och få kiselalger. I denna studie är antalet taxa av kiselalger alltid antalet funna taxa vid räkning av 400 individer enligt Handboken.



Figur 2. Biologisk provtagning i Lugnån där röda punkter = vattendrag klassade som små (< 2 km²), gula = vattendrag klassade som mellanstora (2-10 km²) och blå = vattendrag klassade som stora (> 10 km²). Svarta punkter är lokaler som enbart provtogs med avseende på vattenkemi. O står för mynningspunkten och A för provtagningspunkten Asa.



Figur 3. Biologisk provtagning i Danshytteån där röda punkter = vattendrag klassade som små (< 2 km²), gula = vattendrag klassade som mellanstora (2-10 km²) och blå = vattendrag klassade som stora (> 10 km²). Svarta punkter är lokaler som enbart provtogs med avseende på vattenkemi. O står för mynningspunkten och K för provtagningspunkten Kindla.

Bedömning av ekologisk status

Bedömning av ekologisk status för bottenfauna har gjorts med hjälp av ”Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument” (Johnson & Goedkoop, december 2007) där de enskilda indexen beräknats med hjälp av programmet Asterics version 3.1.1 och där de sammansatta indexen DJ-indexet (Dahl & Johnson, 2004) samt MISA indexet (Johnson & Goedkoop, 2007) beräknats för hand, medan programmet beräknar ASPT indexet (Armitage mfl., 1983) och de enskilda index som ingår i DJ och MISA indexen. Bedömning av ekologisk status av kiselalger har gjorts med hjälp av ”Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag” (Kahlert, Andrén & Jarlman, 2007) och med programvaran OMNIDIA 5.2. Klassningen har sedan gjorts med de tre indexen IPS, TDI och ACID.

Statistiska analyser

Jämförelser mellan antalet individer och antalet taxa för bottenfauna och kiselalger beräknades med tvåvägs ANOVA i programmet JMP version 7.0. Enkel linjär regression beräknades med programmet JMP version 7.0. Rarefied antal taxa beräknades för 100 individer (bottenfauna) med hjälp av EcoSim version 7.72. För att undersöka om det finns specifika taxa kopplade till ett av de två avrinningsområdena, samt om det finns specifika taxa kopplade till de olika storlekarna av vattendrag användes programvaran IndVal version 2.0 (Dufrene & Legendre, 1997). IndVal beräknar vilken affinitet taxa har till fördefinierade grupper (i detta fall avrinningsområde respektive klassning av avrinningsområdenas storlek). IndVal testar sedan om det finns en statistisk skillnad mellan grupperna genom en randomiseringsmetod. IndVal tar inte bara hänsyn till hur specifik ett visst taxon är för en viss grupp utan testar även om det finns skillnader i abundans mellan grupper. IndVal index värdet är 100 om ett taxa finns enbart i en grupp och på alla lokaler i den gruppen och noll om ett taxa inte alls har någon affinitet för en viss grupp. Jämförelse mellan samhällsstrukturen hos bottenfauna och kiselalger gjordes med hjälp av Non-Metric Multidimensional Scaling med Bray-Curtis likhetsindexet och 25 startpunkter i programmet PRIMER version 6.0. För att mer strukturerat testa skillnader i samhällsstruktur mellan de två avrinningsområdena respektive de tre storlekklasserna användes ANOSIM rutinen i PRIMER version 6.0. För att testa vilka miljövariabler (avrinningsområdets storlek, avrinningsområde [klassad som Danshytteån eller Lugnån], vattendragets storlek [klassad som små, medelstor eller stor], höjd över havet, vattendragets bredd, pH, alkalinitet, TOC, total kvävehalt, total fosforhalt) relaterades till artsammansättningen hos bottenfauna respektive kiselalger med rutinen BIOENV i programmet PRIMER version 6.0. BIOENV relaterar en likhetsmatris för biologin (baserad på Bray-Curtis likhetsindex) med en matris för miljövariablerna (baserat på Euklidiska avståndet). Rank korrelationsmetoden som användes i analysen var Spearman och miljövariablerna standardiserades och normaliserades före analysen.

RESULTAT

Vattenkemi

Kemiskt skiljer sig både avrinningsområdena och de tre storleksklasserna åt, framförallt när det gäller de surhetsrelaterade parametrarna. För pH hade Danshytteån (i de nio lokaler provtagna för biologi) ett generellt lägre pH värde (5.73 ± 0.01) än Lugnån (6.28 ± 0.07) ($P < 0.001$) samtidigt som det också var skillnad mellan de tre storleksklasserna ($P < 0.001$), där de minsta vattendragen också hade de lägsta pH värdena (5.30 ± 0.093 ; minimumvärde 4.22; maximumvärde 6.50) där fyra av de sju vattendragen hade ett pH under 5.5. För de medelstora vattendragen varierade pH mellan minimum 5.13 och maximum 6.87 (6.39 ± 0.12), medan de stora vattendragen varierade mellan minimum 6.47 och maximum 6.86 (6.63 ± 0.10). Den vattenkemiska provtagningen upprepades under våren 2008 och det fanns ett starkt samband mellan pH uppmätt under hösten 2007 (provtaget under oktober månad) och pH uppmätt under våren 2008 (provtaget under april månad) ($R^2 = 61.2$, $P < 0.001$). Alkaliniteten skiljde sig också signifikant mellan de två avrinningsområdena ($P < 0.001$) där Danshytteån hade en generellt lägre alkalinitet (64.3 ± 5.01) än Lugnån (99.9 ± 3.58) och där de minsta vattendragen hade en generellt lägre alkalinitet (46.5 ± 4.67) jämfört med de medelstora (112.9 ± 6.10) och de största vattendragen hade en något lägre alkalinitet än de medelstora (102.5 ± 5.14). För TOC däremot fanns ingen statistisk signifikant skillnad mellan de två avrinningsområdena där Danshytteån ($19.3 \pm 2.04 \text{ mg l}^{-1}$) inte skiljde sig statistiskt från Lugnån ($20.2 \pm 1.46 \text{ mg l}^{-1}$) ($P > 0.05$). Det fanns dock en statistiskt signifikant skillnad i TOC mellan de tre storleksklasserna, där de små vattendragen hade de högsta TOC värdena ($27.7 \pm 1.90 \text{ mg l}^{-1}$), de medelstora hade lägre värden ($19.5 \pm 2.48 \text{ mg l}^{-1}$) och de stora vattendragen hade lägst TOC ($10.9 \pm 2.09 \text{ mg l}^{-1}$) ($P < 0.001$).

För totalfosforhalten fanns en statistiskt signifikant skillnad mellan de två avrinningsområdena där Danshytteån hade en lägre fosforhalt ($8.7 \pm 2.25 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) jämfört med Lugnån ($19.7 \pm 2.25 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) ($P < 0.01$). Det fanns också en statistiskt signifikant skillnad mellan de tre storleksklasserna där de små vattendragen hade en högre totalfosforhalt ($19.0 \pm 2.47 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) jämfört med de medelstora ($13.5 \pm 2.80 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) och de stora vattendragen ($8.20 \pm 2.95 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) ($P < 0.05$). För totalkvävehalten fanns återigen en statistiskt säkerställd skillnad mellan de två avrinningsområdena där Danshytteån ($352 \pm 41.2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) hade en lägre kvävehalt än Lugnån ($556 \pm 41.2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) ($P < 0.05$), däremot fanns ingen statistisk skillnad mellan de tre storleksklasserna när det gäller totalkvävehalten ($P > 0.05$). För övriga kemiska resultat från studien hänvisas till Temnerud mfl., (2009).

Biologisk mångfald (antal taxa) – bottenfauna

Totala antalet taxa av bottenfauna som hittades på de 18 lokalerna var 97, varav 14 fanns på nio lokaler eller flera och 36 taxa hittades enbart på en lokal. Antalet taxa av bottenfauna varierade mellan 13 och 39 mellan provtagningslokalerna, där det i de vattendrag som klassades som små (avrinningsområde $< 2 \text{ km}^2$) varierade mellan 13-25, i de mellanstora ($2-10 \text{ km}^2$) varierade antalet taxa mellan 14-28 och i de stora ($> 10 \text{ km}^2$) mellan 18-39. Medelvärde för antalet taxa i de sju små vattendragen (20.3 ± 1.86) var lägre än i de medelstora (22.2 ± 2.04) som i sin tur var lägre än i de stora vattendragen (28.8 ± 2.21). Det var också skillnad mellan Lugnån (25.6 ± 1.69) och Danshytteån (21.0 ± 1.69), men det var ingen statistiskt signifikant interaktion mellan storlek och avrinningsområde ($P > 0.05$). Det fanns ingen statistiskt signifikant skillnad mellan antalet individer som hittades i de små (638 ± 150.6), medelstora (394 ± 170.8) eller stora vattendragen (479 ± 180.0) ($P > 0.05$). Det fanns inte heller något samband mellan antalet individer och antalet taxa ($P > 0.05$), men eftersom antalet individer varierade mellan 100 och 1605 beräknades även rarefied antalet taxa, där hänsyn tas till hur många individer som hittats på en lokal när man beräknar antalet taxa. Detta bygger på antagandet att man av slumpskäl kommer hitta fler taxa om man fångar fler

individer. Genom att beräkna hur många taxa man ”borde” hitta vid ett visst standardiserat antal fångade individer kan man ta hänsyn till detta vid jämförelser mellan provtagna lokaler. Det beräknade antalet taxa (för 100 individer) varierade mellan 9.0 och 25.8. I jämförelse mellan antalet (rarefied) taxa i de tre storleksklasserna fanns fortsatt en statistiskt signifikant skillnad ($P < 0.05$) där de små vattendragen (12.6 ± 1.52) hade ett lägre antal taxa än de medelstora (15.6 ± 1.73) och de stora vattendragen (18.9 ± 1.82). Däremot försvann skillnaden mellan de två avrinningsområdena där Lugnån (15.8 ± 1.38) inte skiljde sig från Danshytteån (14.9 ± 1.38) ($P > 0.05$). Det fanns inget samband (korrelation) mellan avrinningsområdets storlek och antalet taxa av bottenfauna eller avrinningsområdets storlek och antalet rarefied taxa ($P > 0.05$) om man tittar på hela datasetet. Om man däremot delar upp datasetet för varje avrinningsområde finns ett statistiskt signifikant samband (korrelation) mellan antalet taxa och avrinningsområdets storlek för Lugnån (justerat $R^2 = 52.7$; $P < 0.05$), ett samband som försvinner om man tittar på rarefied antal taxa (justerat $R^2 = 27.9$; $P > 0.05$). Inget samband (korrelation) hittades mellan antalet taxa eller rarefied antal taxa och avrinningsområdets storlek i Danshytteån ($P > 0.05$).

Biologisk mångfald (antal taxa) – kiselalger

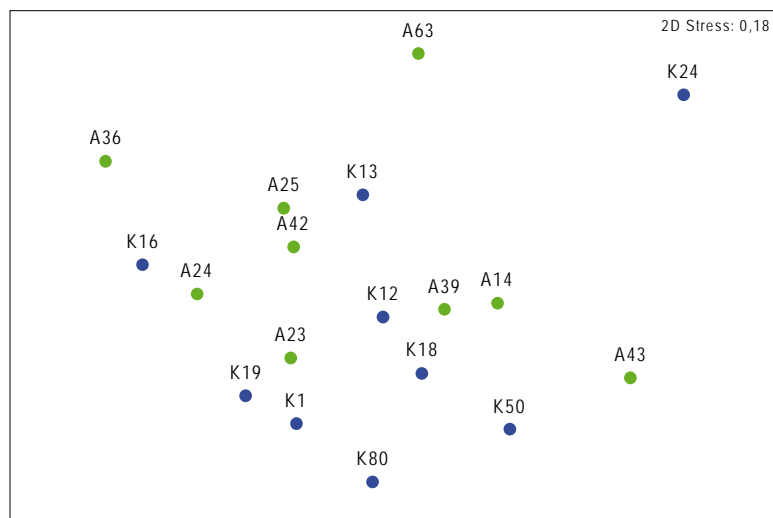
Totala antalet taxa av kiselalger på de 18 lokalerna var 212, varav 26 fanns på nio lokaler eller flera, 85 taxa hittades enbart på en lokal. Antalet taxa (i hela rapporten nedan antalet som räknats vid identifiering av 400 individer av kiselalger) varierade mellan 17 och 71 på de olika lokalerna, där det i de vattendrag som klassades som små (avrinningsområde $< 2\text{km}^2$) varierade mellan 26-71, i de mellanstora ($2-10\text{ km}^2$) varierade antalet taxa mellan 39-51 och i de stora ($> 10\text{ km}^2$) mellan 17-57. Det var ingen skillnad i antalet taxa mellan de små vattendragen (41.1 ± 4.41) jämfört med de medelstora (46.8 ± 5.00) och de stora vattendragen (42.4 ± 5.27). Det var inte heller någon skillnad mellan Lugnån (38.6 ± 4.01) och Danshytteån (48.2 ± 4.01). Eftersom kiselalgsanalysen bygger på att man identifierar ett förutbestämt antal skal finns ingen skillnad mellan antalet hittade ”individer” inte heller är det meningsfullt att beräkna ett rarefied antal taxa. Det fanns inget samband (korrelation) mellan antalet kiselalgstaxa och avrinningsområdets storlek ($P > 0.05$), inte heller om man tittade på varje avrinningsområde för sig ($P > 0.05$). Tidigare erfarenheter tyder på att det för kiselalger inte finns ett direkt samband mellan antalet räknade taxa (av 400 individer) och det totala antalet taxa som finns på en lokal (Amelie Jarlman personlig kommentar).

Specifik artsammansättning i små vattendrag – bottenfauna

Det fanns endast tre taxa som hade en affinitet för något av avrinningsområdena (Lugnån i alla tre fall), där *Asellus aquaticus* hade det högsta indikatorvärdet (86.06), *A. aquaticus* hittades i alla nio provtagna vattendrag i Lugnån med i medeltal (47.3 ± 23.8) individer, medan *A. aquaticus* hittades i sex av vattendragen i Danshytteån med i medeltal (7.7 ± 3.51) individer. De övriga två taxa som var statistiskt signifikant kopplade till Lugnån var *Nemoura cinerea* (indikatorvärde 64.62) som hittades i sex av de nio vattendragen i Lugnån (66.8 ± 40.8) individer, medan den hittades i tre av vattendragen i Danshytteån (2.11 ± 1.21) individer och *Oulimnius troglodytes-tuberculatus* (indikatorvärde 63.89) som hittades i sex av vattendragen i Lugnån (2.56 ± 0.97) medan den hittades i ett vattendrag i Danshytteån med en individ. Detta betyder givetvis inte att dessa taxa är typiska för dessa avrinningsområden, eller att de på något sätt är unika för en viss mindre del av Sverige. Det visar enbart att det kan finnas skillnad mellan avrinningsområden i taxonomisk sammansättning, beroende t.ex. på skillnader i vattenkemi.

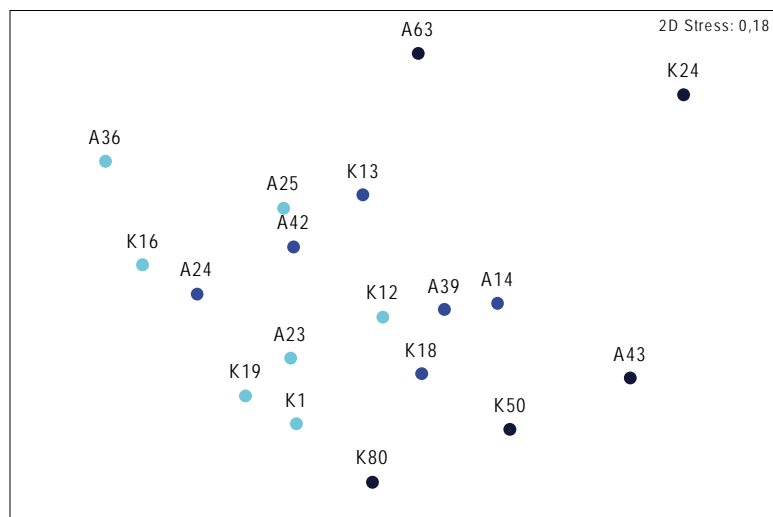
Det fanns sexton taxa som var indikativa för en viss vattendragsstorlek, där fyra indikerade små vattendrag (*Plectrocnemia conspersa*, Tanypodinae, *Nemoura cinerea* och Dytiscidae), medan enbart ett taxon var indikativt för de medelstora vattendragen (*Erpobdella octoculata*), elva taxa var indikativa för de stora vattendragen (*Hydropsyche siltalai*, *Rhyacophila spp.*, *Amphinemura borealis*, Diamesinae, *Heptagenia dalecarlica*, *Lepidostoma hirtum*, *Limnius*

volckmari, *Rhyacophila nubila*, *Neureclipsis bimaculata*, *Baetis rhodani* och *Sericostoma personatum*). Här får man inte glömma att det fanns tydliga skillnader i vattenkemisk sammansättning mellan de olika avrinningsområdenas storlek (främst gällande surhetsrelaterade parametrar) så att de taxa som indikerar små vattendrag i realiteten indikerar att dessa små vattendrag är sura. Det fanns inga generella skillnader i bottenfaunans artsammansättning mellan de två avrinningsområdena (ANOSIM, Global R = 0.145, P > 0.05) (Figur 5).



Figur 5. Non-Metric Multidimensional Scaling (ordination) av bottenfaunadata från de två avrinningsområdena där gröna cirklar = Lugnån och blå cirklar = Danshytteån.

För de tre storleksklasserna däremot fanns en statistiskt säkerställd skillnad i artsammansättning mellan de tre storleksklasserna (Global R = 0.331; P < 0.05) här gjordes också parvisa test som visade att det inte fanns någon statistisk skillnad mellan de små och medelstora vattendragen (R = 0.15; P > 0.05), medan både de små (R = 0.454; P < 0.01) och de medelstora (R = 0.477; P < 0.05) skiljde sig signifikant från artsammansättningen i de stora vattendragen (Figur 6).

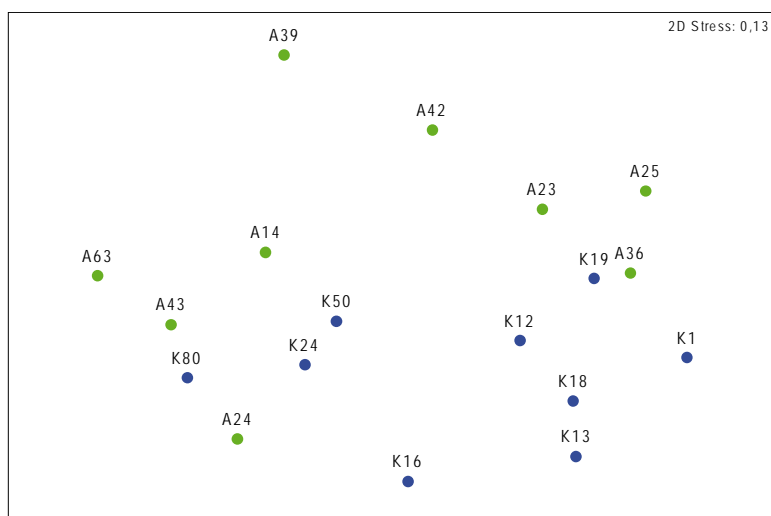


Figur 6. Non-Metric Multidimensional Scaling (ordination) av bottenfaunadata för de tre storleksklasserna där ljusblått = små vattendrag, mellanblått = medelstora vattendrag och mörkblått = stora vattendrag.

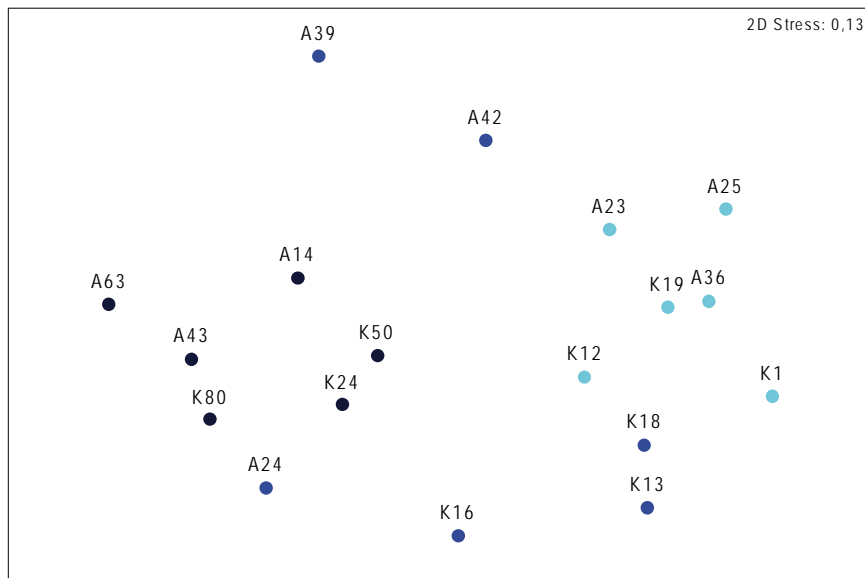
Specifik artsammansättning i små vattendrag – kiselalger

Det fanns femton taxa som hade en statistiskt signifikant affinitet för något av de två avrinningsområdena. Tre av dessa hade en affinitet för Lugnån (*Gomphonema exilissimum*, *Eunotia exsecta* och *Fragilaria construens f.venter*) som alla tre hade ett IndVal indexvärde högre än 60. IndVal index värdet är 100 om ett taxa finns enbart i en grupp och på alla lokaler i den gruppen och noll om ett taxa inte alls har någon affinitet för en viss grupp. Tretton taxa hade en affinitet för Danshytteån (*Brachysira brebissonii*, *Eunotia bilunaris* var. *mucophila*, *Frustulia saxonica*, *Brachysira neoexilis*, *Frustulia crassinervia*, *Chamaepinnularia mediocris*, *Aulacoseira pseudodistans*, *Eunotia nymanniana*, *Eunotia* sp., *Eunotia arculus*, *Achnanthes altaica*, *Achnanthes marginulata* och *Encyonema neogracile*) där alla taxa hade ett indikatorvärde högre än 59. Detta betyder givetvis inte att dessa taxa är typiska för dessa avrinningsområden, eller att de på något sätt är unika för en viss mindre del av Sverige. De flesta är vanliga i Sverige och det resultatet visar är enbart att det kan finnas skillnad mellan avrinningsområden i taxonomisk sammansättning, beroende t.ex. på skillnader i vattenkemi.

Sjutton taxa visade en affinitet för en specifik storleksklass, där åtta taxa indikerade små vattendrag (*Eunotia exigua*, *Eunotia paludosa* var. *trinacria*, *Eunotia septentrionalis*, *Eunotia steineckeii*, *Eunotia tenella*, *Eunotia paludosa* var. *paludosa*, *Pinnularia* sp. och *Pinnularia silvatica*), tre taxa var indikativa för de medelstora vattendragen (*Achnanthes linearioides*, *Gomphonema parvulum* och *Nitzschia acidoclinata*) medan sex taxa var indikativa för de stora vattendragen (*Achnanthes minutissima* grupp II, *Brachysira procera*, *Encyonopsis subminuta*, *Fragilaria gracilis*, *Gomphonema exilissimum* och *Navicula heimansioides*). De taxa som här hade en affinitet för små vattendrag är alla arter som hittas i sura miljöer, och att de hittades i de små vattendragen beror inte på någon viss fysisk egenskap hos dessa vattendrag, utan på de vattenkemiska förutsättningarna i dessa små vattendrag. I Kindla hittades *Melosira arentii* (Kolbe) Nagumo & Kobayasi, *Brachysira follis* (Ehrenberg) Ross in Hartley, och *Actinella punctata* Lewis, kiselalgsarter som hittills sällan har påträffats i Sverige. Det fanns en generell skillnad i artsammansättning hos kiselalger mellan de två avrinningsområdena (ANOSIM, Global R = 0.465; P < 0.01) (Figur 7). För de tre storleksklasserna fanns också en statistiskt säkerställd skillnad i artsammansättning (Global R = 0.588; P < 0.01) här gjordes också parvisa test som visade att det fanns en statistisk skillnad mellan de små vattendragen och de två andra grupperna; små och medelstora (R = 0.358; P < 0.05), små och stora (R = 0.712; P < 0.05) men däremot inte vid en jämförelse av de medelstora och stora (R = 0.460; P > 0.05) (Figur 8). Se diskussion ovan.



Figur 7. Non-Metric Multidimensional Scaling (ordination) av kiselalgsdata från de två avrinningsområdena där gröna cirklar = Lugnån och blå cirklar = Danshytteån.



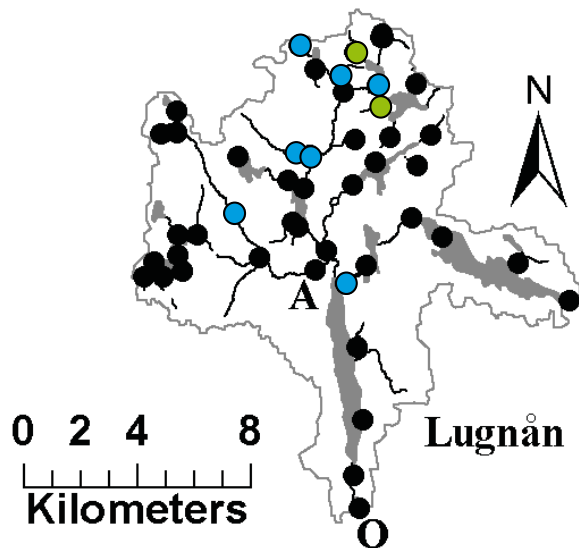
Figur 8. Non-Metric Multidimensional Scaling (ordination) av kiselalgsdata för de tre storleksklasserna där ljusblått = små vattendrag, mellanblått = medelstora vattendrag och mörkblått = stora vattendrag.

Förhållande miljövariabler - biologi

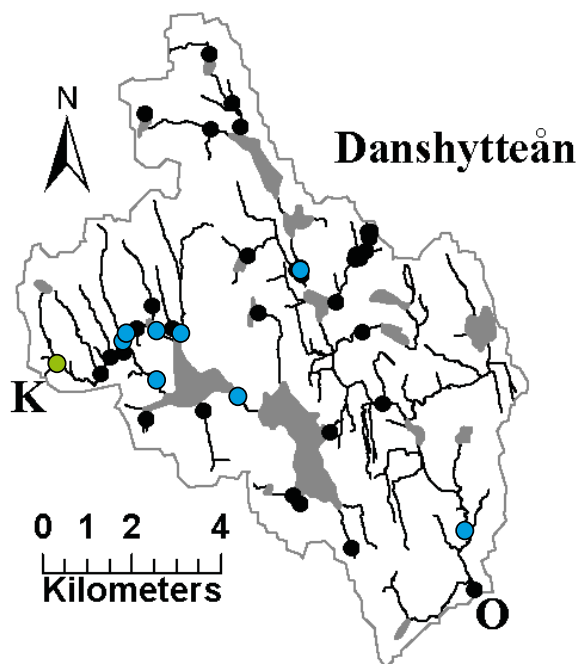
BIOENV rutinen användes för att testa vilka variabler som bäst förklarade skillnaden i artsammansättning mellan de provtagna lokalerna. För bottenfauna var den bästa miljövariabeln avrinningsområdets storlek med en korrelation (ρ) mellan de två matriserna på 0.485. I modellen med två miljövariabler valdes bredd och den klassade storleksvariabeln ($\rho = 0.446$), medan modellen med tre variabler innehöll avrinningsområdets storlek, vattendragets bredd och den klassade storleken på vattendraget ($\rho = 0.431$). När det gäller kiselalger var den bästa variabeln alkalinitet med en korrelation (ρ) mellan de två matriserna på 0.567, i modellen med två variabler valdes alkalinitet och höjd över havet ($\rho = 0.510$), med tre variabler valdes TOC, alkalinitet och höjd över havet ($\rho = 0.475$).

Klassning enligt bedömningsgrunderna – bottenfauna

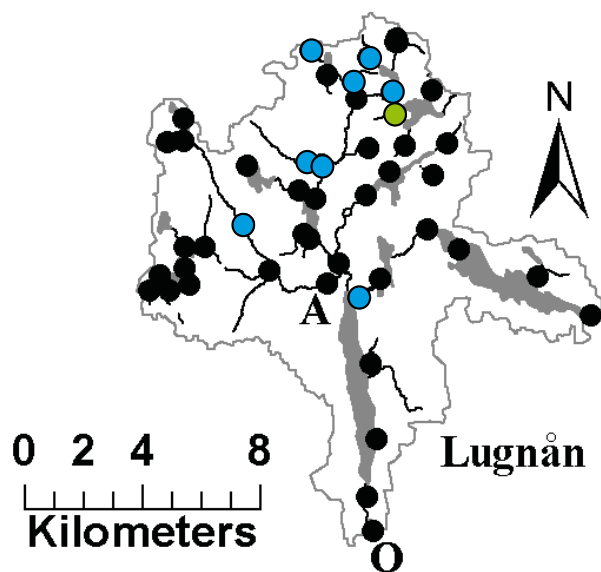
ASPT indexet klassade alla lokaler som hög ekologisk status förutom en station i Danshytteån (K1) (Figur 9) och två lokaler i Lugnån (A25 och A36) (Figur 10). DJ indexet klassade alla lokaler som hög ekologisk status utom en lokal i Lugnån (A36) (Figur 11 och Figur 12). Båda lokalerna som klassades som god ekologisk status med avseende på ASPT och lokalen som klassades som god ekologisk status med avseende på DJ indexet fanns på lokaler som storleksmässigt klassats som små.



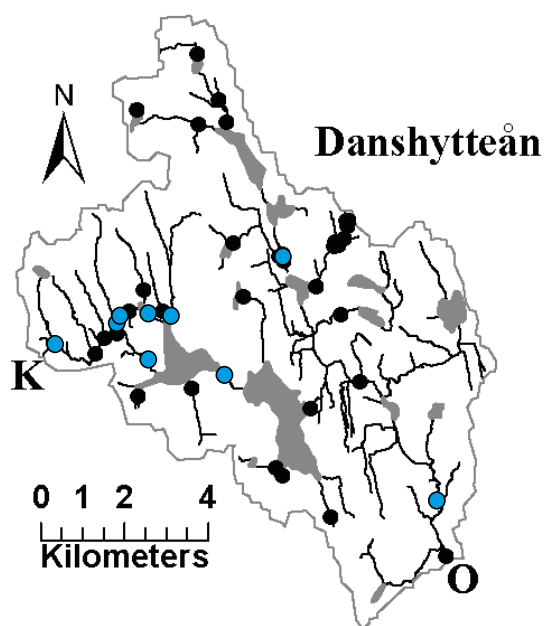
Figur 9. Klassificering av bottenfauna i Lugnån med avseende på ASPT indexet, där blå punkter = klassad som hög ekologisk status, grön = god ekologisk status.



Figur 10. Klassificering av bottenfauna i Danshytteån med avseende på ASPT indexet, där blå punkter = klassad som hög ekologisk status, grön = god ekologisk status.

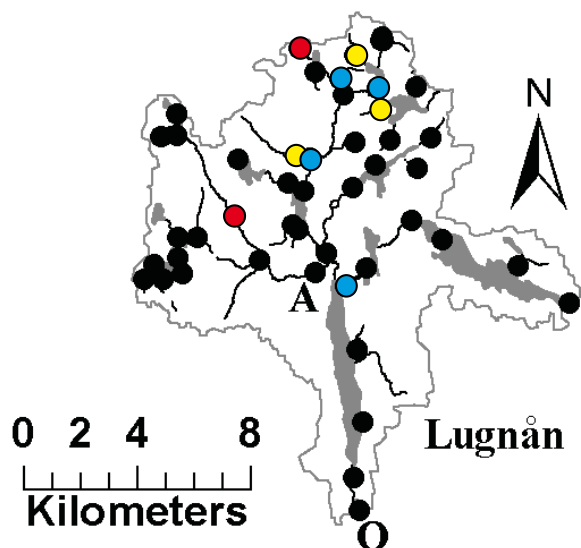


Figur 11. Klassificering av bottenfauna i Lugnån med avseende på DJ indexet, där blå punkter = klassad som hög ekologisk status, grön = god ekologisk status.

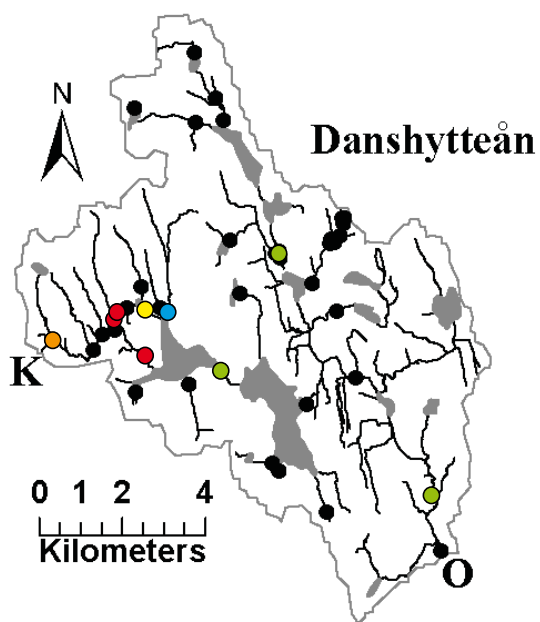


Figur 12. Klassificering av bottenfauna i Danshytteån med avseende på DJ indexet, där blå punkter = klassad som hög ekologisk status.

Klassningen för surhet med avseende på MISA indexet visade på en betydligt större variation i klassning där en lokal i Danshytteån klassades som nära neutralt, tre lokaler som måttligt surt, en lokal som surt, en lokal som mycket surt och tre som oklassade (Figur 13). I Lugnån klassades fyra lokaler som nära neutralt, tre som surt och två som oklassade (Figur 14). Här fanns en klar skillnad i klassning, då alla små lokaler utom en (K16, klassad som nära neutral) antingen klassats som surt (tre lokaler), mycket surt (en lokal) och oklassade (två lokaler). Det fanns ett liknande mönster för de medelstora vattendragen där två klassats som nära neutralt (A24 och A39) medan en klassats som surt och tre lokaler klassats som oklassade. För de stora vattendragen däremot klassades två som nära neutralt (A43 och A63) och tre som måttligt surt.



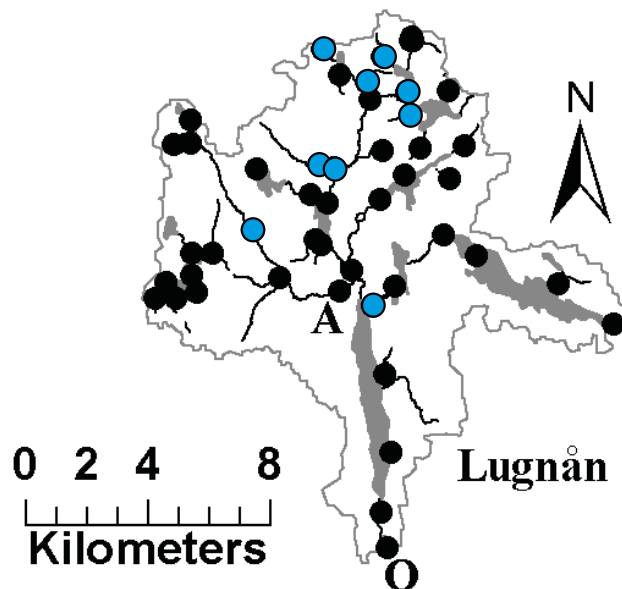
Figur 13. Klassificering av bottenfauna i Lugnån med avseende på MISA indexet, där blå punkter = klassad som nära neutralt, gul = surt, röd = oklassad.



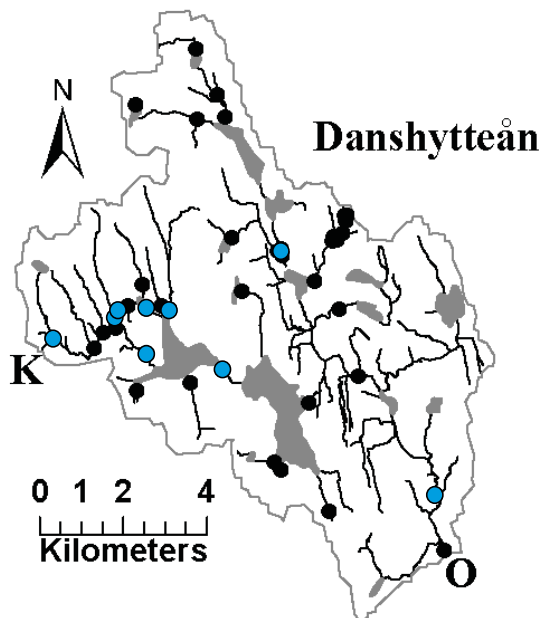
Figur 14. Klassificering av bottenfauna i Danshytteån med avseende på MISA indexet, där blå punkter = klassad som nära neutralt, grön = måttligt surt, gul = surt, orange = mycket surt, röd = oklassad.

Klassning enligt bedömningsgrunderna - kiselalger

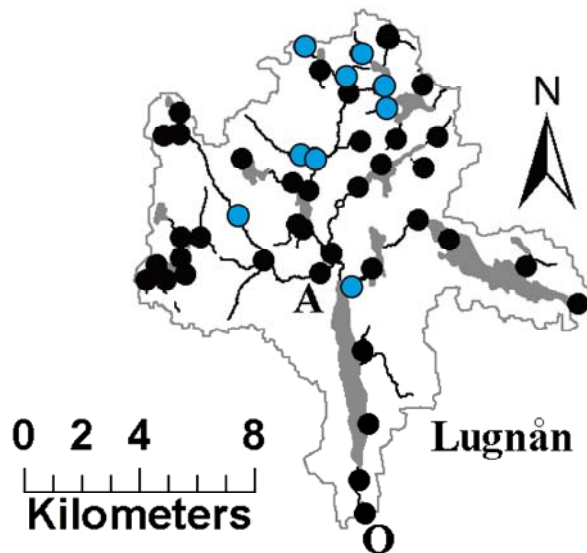
Klassningen av kiselalger med avseende på IPS indexet visade att alla lokaler i Lugnån klassades som hög ekologisk status (Figur 15) och det samma gällde för Danshytteån där också alla lokaler klassades som hög ekologisk status (Figur 16). Det samma gällde för TDI indexet som är en stödparameter för kiselalgsklassning (har enbart tre klasser) där alla lokaler både i Lugnån (Figur 17) och i Danshytteån (Figur 18) klassades som hög ekologisk status.



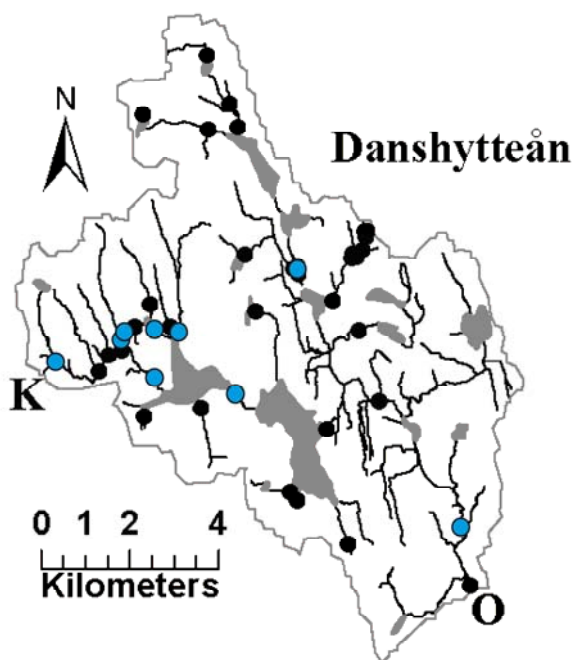
Figur 15. Klassificering av kiselalger i Lugnån med avseende på IPS indexet, där blå punkter = klassad som hög ekologisk status.



Figur 16. Klassificering av kiselalger i Danshytteån med avseende på IPS indexet, där blå punkter = klassad som hög ekologisk status.

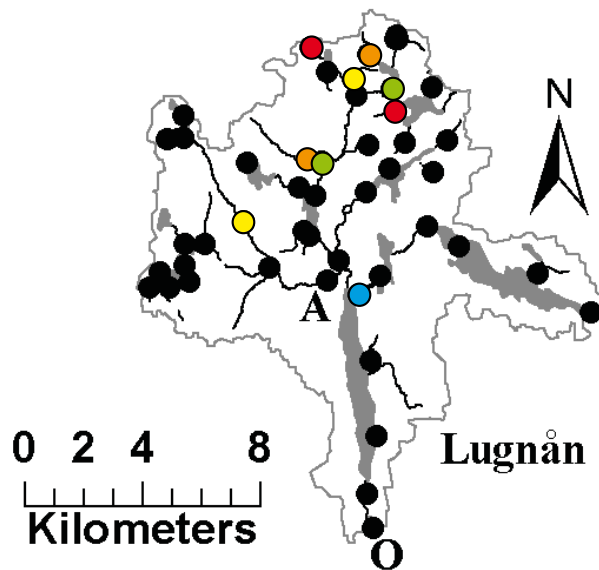


Figur 17. Klassificering av kiselalger i Lugnån med avseende på TDI indexet, där blå punkter = klassad som hög ekologisk status.

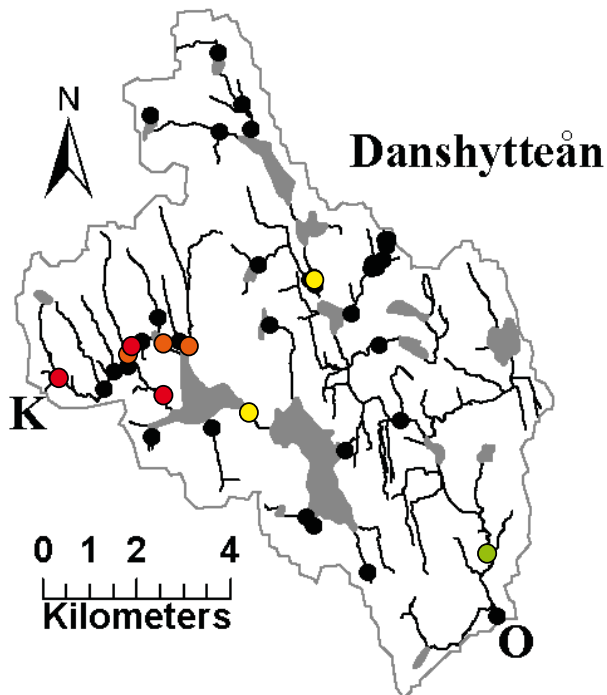


Figur 18. Klassificering av kiselalger i Danshytteån med avseende på TDI indexet, där blå punkter = klassad som hög ekologisk status.

Precis som för bottenfaunan var variationen för indexet som indikerar surhet (i detta fallå ACID) betydligt större, där en stor lokal i Lugnån klassades som alkalisk, medan den andra stora lokalen i Lugnån klassades som nära neutral. Av de fyra medelstora vattendragen klassades en som nära neutralt, två som måttligt sura och en som sur, medan de tre små vattendragen klassades en som sur och två som mycket sura (Figur 19).



Figur 19. Klassificering av kiselalger i Lugnån med avseende på ACID indexet, där blå punkter = alkaliskt, grön = nära neutralt, gult = måttligt surt, orange = surt, rött = mycket surt.



Figur 20. Klassificering av kiselalger i Danshytteån med avseende på ACID indexet, där grön = nära neutralt, gult = måttligt surt, orange = surt, rött = mycket surt.

I Danshytteån var mönstret detsamma där ett av de tre stora vattendragen klassades som nära neutralt och de andra två som måttligt sura, medan de två medelstora vattendragen klassades som mycket sura och tre av de små vattendragen klassades som sura och ett som mycket sur (Figur 20).

Relation mellan bedömningsgrunder och vattenkemi

För att testa hur väl bedömningsgrunderna fungerar i små vattendrag analyserades korrelationen mellan ASPT och DJ indexet för bottenfauna och IPS och TDI indexet för kiselalger med totalfosforhalten respektive totalkvävehalten, medan MISA indexet för bottenfauna och ACID indexet för kiselalger korrelerades med pH. Alla dessa korrelationer testades för de två avrinningsområdena ihop (Tabell 5) och för varje avrinningsområde för sig (Tabell 6 och Tabell 7). Det fanns inget samband mellan något av indexen (ASPT, DJ, IPS eller TDI) i förhållande till totalkvävehalten i vattendragen, vare sig för båda avrinningsområdena ihop eller för avrinningsområdena var för sig. DJ indexet svarade bäst mot totalfosfor gradienten i analysen av de två avrinningsområdena tillsammans. I Lugnån (som hade en starkare fosforgradient 7-44 µg per liter) jämfört med Danshytteån svarade TDI indexet bäst mot totalfosforgradienten, medan ingen av de fyra indexen korrelerade med totalfosforhalten i Danshytteån (där fosforhalten varierade mellan 0-17 µg per liter). ACID indexet för kiselalger svarade bättre än MISA indexet mot pH gradienten i de två avrinningsområdena tillsammans samt för varje avrinningsområde för sig.

Tabell 5. Korrelationen mellan indexen i bedömningsgrunderna för bottenfauna (ASPT, DJ indexet och MISA) respektive kiselalger (IPS, TDI och ACID) för båda avrinningsområdena tillsammans, där det vänstra värdet är justerat R^2 värde och det högra P-värdet.

	Total P	Total N	pH
ASPT	17.0 / P > 0.05	0.0 / P > 0.05	--
DJ index	25.7 / P < 0.05	0.0 / P > 0.05	--
IPS	0.0 / P > 0.05	0.0 / P > 0.05	--
TDI	4.0 / P > 0.05	0.0 / P > 0.05	--
MISA	--	--	33.0 / P < 0.01
ACID	--	--	58.0 / P < 0.001

Tabell 6. Korrelationen mellan indexen i bedömningsgrunderna för bottenfauna (ASPT, DJ indexet och MISA) respektive kiselalger (IPS, TDI och ACID) för Danshytteån där det vänstra värdet är justerat R^2 värde och det högra P-värdet.

	Total P	Total N	pH
ASPT	0.0 / P > 0.05	0.0 / P > 0.05	--
DJ index	0.0 / P > 0.05	0.0 / P > 0.05	--
IPS	0.0 / P > 0.05	0.0 / P > 0.05	--
TDI	0.0 / P > 0.05	0.0 / P > 0.05	--
MISA	--	--	21.9 / P > 0.05
ACID	--	--	42.7 / P < 0.001

Tabell 7. Korrelationen mellan indexen i bedömningsgrunderna för bottenfauna (ASPT, DJ indexet och MISA) respektive kiselalger (IPS, TDI och ACID) för Lugnån där det vänstra värdet är justerat R^2 värde och det högra P-värdet.

	Total P	Total N	pH
ASPT	40.9 / P < 0.05	0.0 / P > 0.05	--
DJ index	39.8 / P < 0.05	0.0 / P > 0.05	--
IPS	0.0 / P > 0.05	0.0 / P > 0.05	--
TDI	63.9 / P < 0.01	2.0 / P > 0.05	--
MISA	--	--	32.3 / P > 0.05
ACID	--	--	70.1 / P < 0.01

DISKUSSION

Fråga 1: Är organismsamhällena i små vattendrag relaterade till varandra och vattenkemin och skiljer de sig kvalitativt från samhällen i större vattendrag?

Det fanns en tydlig skillnad mellan biologin (både bottenfauna och kiselalger) i de olika storleksklasserna av vattendrag. För bottenfaunan skiljde sig de små och medelstora (dvs vattendrag med ett avrinningsområde $< 10 \text{ km}^2$) sig från de stora vattendragen, medan för kiselalger skiljde sig de små (avrinningsområde $< 2 \text{ km}^2$) vattendragen från de medelstora och stora. Detta mönster med olika taxonomisk sammansättning i de olika storleksgrupperna var tydligt både för bottenfaunan (t.ex. Figur 6) och för kiselalger (t.ex. Figur 8). Generellt hittades fler taxa av bottenfauna i de stora vattendragen jämfört med de medelstora och mindre vattendragen. Det var också en tydlig skillnad mellan avrinningsområdena där det hittades fler taxa i Lugnån generellt jämfört med Danshytteån. Detta mönster fanns inte för kiselalger, där det inte var någon skillnad i antalet hittade taxa vare sig mellan avrinningsområdena eller mellan de tre storlekarna av vattendrag. För bottenfauna var det flest taxa som var indikativa för de stora vattendragen (hade en affinitet för dessa) jämfört med de medelstora eller små vattendragen, medan väldigt få taxa var indikativa för någon av de två avrinningsområdena. För kiselalger var mönstret ett annat där relativt många taxa var indikativa för ett av de två avrinningsområdena och ungefär lika många taxa var indikativa för någon av de tre storleksklasserna (främst små respektive stora vattendrag). Detta beror framförallt på skillnaden i vattenkemisk sammansättning mellan de tre avrinningsområdenas storlek, där de små avrinningsområdena var surare än de medelstora och stora vattendragen. Detta betyder givetvis inte att dessa taxa är typiska för dessa avrinningsområden, eller att de på något sätt är unika för en viss mindre del av Sverige. De flesta är vanliga i Sverige och det resultaten visar är enbart att det finns en skillnad mellan avrinningsområden i taxonomisk sammansättning, beroende främst på skillnader i vattenkemi. Relationen mellan vattenkemi och samhällsstruktur var starkare för kiselalger än för bottenfauna, där vattenkemiska parametrar i första hand korrelerade med samhällsstrukturen hos kiselalger (där alkalinitet, TOC och höjd över havet var de tre bäst förklarande variablerna) medan det för bottenfauna var tre storleksrelaterade variabler (avrinningsområdets storlek, vattendragets bredd och vattendraget storleksklass [små, medelstora eller stora]) som bäst korrelerade med samhällsstrukturen.

Organismsamhällena är (åtminstone på den lilla skala som använts i denna studie, där de tre små vattendragen provtagits generellt nära varandra av logistiska skäl) relaterade till varandra både för bottenfauna och kiselalger, men där bottenfaunan verkar styras mer av storleksrelaterade parametrar (ej mätta variabler såsom substrattyp, strömhastighet, vegetationen i vattendragets närzon) medan kiselalgssamhällena verka styras mer direkt av de vattenkemiska parametrarna. Samhällsstrukturen hos både bottenfauna och kiselalger skiljer sig (på denna skala) mellan de små-medelstora vattendragen (bottenfauna) i jämförelse med de stora vattendragen och mellan små och medelstora-stora (kiselalger). Det man måste betänka när man tittar på dessa skillnader är vilka variabler det är som i verkligheten gör att den taxonomiska sammansättningen skiljer sig åt. Det är givetvis inte avrinningsområdenas storlek i sig, utan variabler som samvarierar med avrinningsområdenas storlek och som strukturerar sammansättningen såsom vattenkemi, beskuggning, substrattyp och strömhastighet. Det är dock viktigt att komma ihåg att om en viss typ av kemiska eller fysiska förhållanden finns främst i de små vattendragen och förekomsten av vissa taxa styrs av dessa variabler, kommer vattendragsstorlek vara en viktig variabel för att bestämma om det kan tänkas finnas skyddsvärda taxa eller arter i en viss typ av (i detta fall små) vattendrag.

Fråga 2: I vilken grad är biologiska prov tagna inom miljöövervakningen i vattendrag representativa för de små vattendrag uppströms?

Det fanns en statistiskt signifikant skillnad mellan samhällsstrukturen i de stora vattendragen (som är den storlek som normalt provtas i t.ex. den nationella miljöövervakningen) jämfört med de små eller medelstora vattendragen, för både bottenfauna eller kiselalger. För bottenfauna skilde sig de små-medelstora vattendragen från de stora, medan för kiselalger de små skilde sig från de medelstora-stora vattendragen. Generellt var lokalerna för de stora vattendragen (rumsligt) betydligt mer spridd över avrinningsområdena än vad proven från de små och medelstora vattendragen var. Antalet taxa var generellt högre i de stora vattendragen, men de taxa som finns i de små vattendragen är alltså delvis andra än de som hittas längre ner i avrinningsområdet.

Fråga 3: Hur fungerar bedömningsgrunderna för bottenfauna och kiselalger i små vattendrag?

Med tanke på att de bottenfaunaprov som togs i denna studie (ytmassigt dvs total ansträngning) var betydligt mindre än de som normalt tas i miljöövervakningen (för kiselalger togs proven enligt Handboken, dvs material från fem stenar borstades av) är det förvånande att det fanns en tydlig relation mellan vattenkemi (pH respektive totalfosfor) och något/några index som för ASPT respektive DJ indexet och totalfosfor, respektive MISA och pH. Det var också tydligt att de två avrinningsområdena skiljde sig åt med en större variation i pH i Danshytteån och en större variation i totalfosfor i Lugnån (mellan de nio provtagningsstationerna). Detta syntes tydligt då relationen mellan bottenfauna- respektive kiselalgsindex korrelerades med totalfosfor respektive pH, där det fanns ett starkt samband mellan totalfosfor och index i Lugnån, men inget sådant samband i Danshytteån och ett starkare samband mellan pH och index i Danshytteån (främst för kiselalger) och ett svagare samband i Lugnån. Eftersom den starkaste vattenkemiska gradienten som fanns i materialet var relaterat till pH är det inte så konstigt att klassningen av bedömningsgrunderna för både bottenfauna och kiselalger varierade kraftigt på relativt korta avstånd inom ett avrinningsområde (Figur 13, 14, 17 och 18). Rent spekulativt borde en del av den variation i indexvärde som påträffades för främst bottenfauna gå att minska genom att ta kvantitativt lika stora prov (ytmassigt) som normalt tas i miljöövervakningen, men med en något annorlunda metod (se nedan). Generellt innehöll både bottenfaunaproven och kiselalgsproven en hel del organiskt material vilket gjorde att proven var svåra att sortera/preparera samt innehöll relativt få individer av både kiselalger och bottenfauna.

Ett viktigt resultat från studien är att de nedströms liggande provtagningslokalerna i denna studie inte på ett tillfredsställande sätt kunde påvisa påverkan högre upp i avrinningsområdet (gäller främst pH; Figur 13, 14, 19 och 20) där de nedströms liggande lokalerna klassas som nära neutrala eller neutrala medan de små vattendragen uppströms klassas som sura eller mycket sura.

Fråga 4: Hur bör dagens miljöövervakning utökas för att i större utsträckning ta hänsyn till de små vattendragen?

Även om denna studie enbart innehållit två avrinningsområden och totala antalet biologiska prover är litet (18 stycken bottenfauna- och 18 stycken kiselalgslokaler) så visar resultaten att nedströms tagna biologiska prover i väldigt liten utsträckning kan indikera vare sig artsammansättning eller ekologisk status i de små vattendragen uppströms i avrinningsområdet. Det är främst tre saker som behöver göras för att utöka vår förståelse för och kunskap om de små vattendragen: i) en provtagningsmetod för bottenfauna som ger jämförbara resultat med den standardiserade sparkprovtagningen bör utvecklas (troligtvis

genom att man istället för att ta fem enmetersprov, tar ett större antal prov med en surberliknande provtagare, men där den totala provtagna ytan motsvarar de 1.25 m² som är den yta som provtas enligt den standardiserade sparkprovtagning), ii) en större jämförelse mellan artsammansättningen av bottenfauna och kiselalger i uppströms liggande småvattendrag och nedströms större vattendrag bör genomföras där i första hand opåverkade vattendrag provtas för att se vilken effekt storlek av vattendragen har på den biologiska mångfalden och artsammansättningen när man inte behöver ta hänsyn till olika typer av mänsklig påverkan (opåverkat tillstånd), iii) Små vattendrag bör i några fall inkluderas i den nationella miljöövervakningen (trendstationer) för att vi skall få en uppfattning om vilken variation i artsammansättning och biologisk mångfald det finns i dessa små system jämfört med större vattendrag (de är ju t.ex. i mycket högre utsträckning än större vattendrag utsatta för risken för uttorkning respektive bottenfrysning jämfört med de större vattendragen).

Slutord

Att provta artsammansättning och jämföra antalet taxa man hittar i avrinningsområdet är givetvis bara ett mått på den ekologiska statusen och vilken mänsklig påverkan vattendragen utsätts för. Givetvis hade studien vunnit på att vi mätt biologisk mångfald på andra nivåer (gener, population eller ekosystem) eller mätt systemens processer (ekosystemfunktion) och inte bara struktur (antal taxa och samhällssammansättning). Vår kunskap om hur vattendragen på en landskapsskala påverkas av mänsklig aktivitet och hur t.ex. olika delar av avrinningsområdet hänger samman (dess konnektivitet) är också något som behöver undersökas ytterligare för att vi på bästa sätt ska kunna skydda och sköta våra sötvattensresurser.

Tack till Putte Olsson som provtog bottenfauna och kiselalger och sorterade bottenfauna, Lars Eriksson som artbestämde bottenfauna och Steffi Gottschalk som preparerade kiselalgsprover.

REFERENSER

Armitage, P.D., Moss, D. Wright, J.F. & M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Research* 17: 333–347.

Dahl, J. & R.K. Johnson. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie*, 160: 487-513.

Dufrêne, M. and P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 : 345-366.

Fölster, J. och Wilander, A., 2005. Försurningsbedömning i kalkade vatten med kvoten Ca^*/Mg^* . Rapport 2005:3, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4. Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Kahlert, M. Andrén, C. & Jarlman. A. 2007. Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag. Rapport 2007:23. Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Naturvårdsverket, 1996. Handbok för Miljöövervakningen. Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag – tidsserier.

Naturvårdsverket, 2005. Handbok för Miljöövervakningen. Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys.

Temnerud, J., Fölster, J., Pilström, F. & Bishop, K. 2009. Synoptisk provtagning av små vattendrag i södra Sverige oktober 2007. Rapport 2009:6; Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.