



Bentiska kiselalger som surhetsindikatorer i rinnande vatten

Cecilia Andrén och Amelie Jarlman

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

Bentiska kiselalger som surhetsindikatorer i rinnande vatten

Cecilia Andrén och Amelie Jarlman

ITM ENHETEN FÖR AKVATISK
MILJÖKEMI OCH EKOTOXIKOLOGI
ISSN: 1103- 341X
ISRN: SU-ITM-R-149-SE
Upplaga: 60 ex
Tryckeri: US-AB printcenter

FÖRORD

I denna rapport presenteras resultaten från två olika projekt med bentiska kiselalger som genomförts under åren 2004 till 2005.

Den första delrapporten (sidorna 7-28) redogör för en rikstäckande studie hösten 2004 av 38 referensvattendrag (både nationella och regionala) med regelbunden vattenkemisk provtagning. I rapporten undersöks bentiska kiselalgers användning som surhetsindikatorer med hjälp av både nyskapade surhetsindex, multivariata ordinationer och modeller som predikterar uppmätt pH med hjälp av weighted averaging. Detta projekt finansierades av miljöövervakningsavdelningen på Naturvårdsverket och utgör ett underlag till de nya bedömningsgrunderna för försurning.

Den andra delrapporten (sidorna 29-47) är en utvärdering av ett specialprojekt med bentiska kiselalger inom IKEU-programmet. I rapporten undersöks effekter av kalkning på kiselalgerna och kopplingen till surhet under olika säsonger, vår respektive höst. Detta projekt har finansierats av kalkningsprogrammet på Naturvårdsverket och har medfört att bentiska kiselalger inkluderats i IKEU:s basprogram.

Båda projekten har genomförts som ett samarbete mellan Cecilia Andrén (projektledning, statistisk analys och sammanställning av rapporter), Amelie Jarlman (artbestämning och ekologisk bedömning) och Paul Andersson (provtagning och lokalbeskrivning).

SAMMANFATTNING

Bentiska kiselalger används internationellt i stor omfattning som indikator för miljöpåverkan i vattendrag och i EU:s vattendirektiv föreskrivs övervakning med bentiska alger.

I två projekt, 2004 (38 referensvattendrag) och 2005 (24 vattendrag inom IKEU-programmet) har bentiska kiselalgers indikatorvärde i svenska referens- respektive kalkade vattendrag analyserats. Lokalerna är väl fördelade över landet och övervakas regelbundet med avseende på vattenkvaliteten. De täcker ett brett pH-intervall vilket ger ett bra datamaterial för utvärdering av sambandet mellan kiselalger och surhet.

I båda studierna uppvisar kiselalgerna en stark koppling till vattenkvaliteten. Prover tagna på hösten integrerar och representerar det gångna årets vattenkvalitet väl. Kopplingen mellan artsammansättning och surhet är i båda studierna god och därutöver visar kiselalgerna även närings- och föroreningsnivå väl (utöver olika surhetsindex har flera vattenkvalitetsindex tagits fram).

De preliminära surhetsindexen har starka korrelationer med surhet (i höstmaterialet var r^2 mellan 0.8-0.9 för flera index) och möjligheten finns att skapa modeller som kan prediktera pH utifrån artsammansättningen (en preliminär WA-modell gav $r^2=0.96$ gentemot medel-pH och $r^2=0.94$ gentemot minimi-pH). Kiselalgernas starka koppling till vattnets surhet bekräftas även genom flera multivariata analyser av artsammansättningen.

Kiselalgerna tycks inte påverkas av kalkning annat än genom själva pH-värdet. I vår analys finner vi inte något som särskiljer de kalkade lokalerna från okalkade vattendrag med liknande pH.

Kiselalgsprov tagna på hösten verkar ha en något starkare koppling till vattenkvaliteten än vårprov. Det går emellertid ej att avgöra om detta beror på själva säsongen eller på mellanårsvariationen i kemin (kanske speciellt skillnader i extremkemin). Höstproven har en högre diversitet och artrikedom, vilket kan bero på den normala säsongsutvecklingen (bättre temperaturförhållanden på hösten samt en längre vegetationsperiod) eller på en påverkad vårflora (provtagningen ligger närmare eventuella surstötar orsakade av vinterregn och snösmältning). Med utgångspunkt i detta material är det dock svårt att urskilja fördelarna hos de olika säsongernas kiselalgsprov.

Delrapport I:

Bentiska kiselalger som surhetsindikatorer

38 referensvattendrag hösten 2004

Cecilia Andrén¹ och Amelie Jarlman²

¹ ITM, Stockholms Universitet, 106 91 Stockholm, cecilia.andren@itm.su.se

² JARLMAN HB, Stora Tvärgatan 33, 223 52 Lund, amelie@jarlman.com

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

INLEDNING	7
MATERIAL OCH METODER	7
Vattendrag	7
Kemi	10
Kiselalger	10
Provtagning	10
Analys	11
Statistiska metoder	12
RESULTAT	13
Vattenkemi	13
Fysisk karaktär hos lokalen	13
Kiselalger	13
Vattenkvalitet	13
Surhet	18
Diversitet och artantal	18
Sammanfattning av kiselalgsanalysen	18
Samband mellan vattnet, lokalen och kiselalgerna	19
Bivariata korrelationer	19
WA-modell (weighted averaging)	21
Klassificering – ekologiska grupper	21
Multivariat ordination	23
Vilken tidsperiod representerar ett kiselalgsprov taget på hösten?	26
SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	27
ERKÄNNANDEN	27
REFERENSER	28

INLEDNING

Bentiska kiselalger används internationellt i stor omfattning som indikator för miljöpåverkan i vattendrag och i EU:s vattendirektiv föreskrivs övervakning med bentiska alger. I Sverige finns hittills endast en begränsad mängd undersökningar där kiselalger ingått.

I detta projekt har prov tagits på 38 lokaler över hela landet, där vattenkvaliteten övervakas. Lokalerna har valts så att *ett brett pH-intervall skall täckas* upp för att ge en god utvärderingsmöjlighet av sambandet mellan kiselalger och surhet. Kopplingen mellan artsammansättning och surhet är i detta material mycket god och dessutom indikerar kiselalgerna även närings- och föroreningsnivå väl.

Under 2005 revideras metodiken för kiselalgsanalys i NV:s Handbok för Miljöövervakning av Amelie Jarlman och Maria Kahlert. Vidare ska NV:s Bedömningsgrunder för bentiska kiselalger anpassas enligt EU:s ramdirektiv för vatten och ett särskilt index/klassificering för surhet ska tas fram.

Undersökningen är en första nationell inventering av kiselalger i vattendrag och kan ge ett gott underlag för att planera en optimal övervakning av vattendrag med kiselalger, enligt EU:s direktiv. Kiselalgerna (som primärproducenter) ger oss möjligheten att innefatta ytterligare en nivå i näringskedjan i övervakningen, vid sidan av bottenfauna och fisk. I sjöarna betraktas provtagning av fytoplankton som en självklarhet, både som del i ekosystemet och för deras indikatorvärde på förhållanden i miljön. Att de bentiska kiselalgerna kan få samma status i den biologiska övervakningen av vattendrag i Sverige är mycket troligt – den ställningen har de redan idag i stora delar av Europa. Deras särskilt starka koppling till surhet (stort antal arter med olika pH-optimum) gör kiselalgerna värdefulla i arbetet med surhetsbedömning.

I projektet utvärderas kiselalgernas värde som bioindikatorer (i ett nationellt perspektiv, under svenska vattenkemiska, hydrologiska och klimatologiska betingelser), speciellt med avseende på surhet.

MATERIAL OCH METODER

Vattendrag

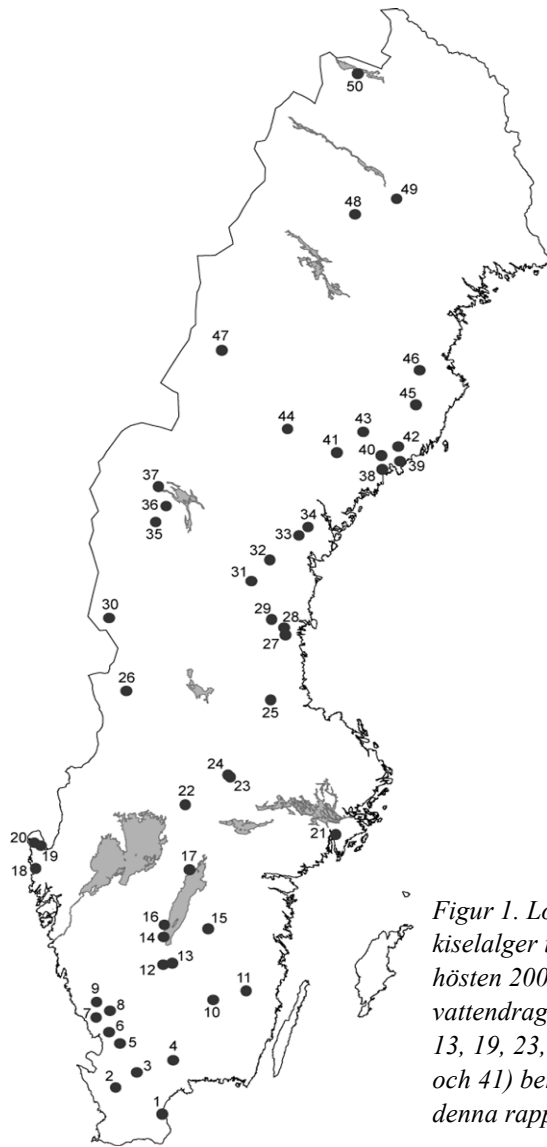
Vattendragen valdes huvudsakligen ur de nationella övervakningsprogrammen med månatlig kemisk provtagning samt provtagning av bottenfauna och elfiske på hösten. Arton nationella miljöövervakningsvattendrag, elva referensvattendrag från IKEU-projektet, tre äldre PMK-

vattendrag kompletterat med sex regionala referensvattendrag från Västerbotten ingår – totalt 38 vattendrag (tabell 1 och figur 1).

Tabell 1. Lokaler, lägeskoordinater, projekttilhörighet och antal kemiprov under 2004 t.o.m. algprovtagningen.

Nr	Namn	X	Y	Projekt	Län	Kemiprov
1	Verkaån	6178090	1396319	NatRef	12	8
2	Skärån	6214950	1340550	NatRef	12	7
3	Hörlingeån	6235620	1366560	Intensiv	12	8
8	Lillån, Bosgård	6318400	1333100	Intensiv	13	9
9	Pipsjöbäcken	6330936	1316707	NatRef	13	13
10	Norrhultsbäcken	6333230	1461950	NatRef	7	9
11	Morån	6345649	1502857	Intensiv	8	9
12	Gnyltån, Byarum	6380650	1399750	Intensiv	6	8
14	Domneån	6416337	1398783	NatRef	6	9
15	Häradsbäcken	6429690	1455470	NatRef	6	9
16	Svedån	6434550	1401140	NatRef	6	9
17	Lommasjöbäcken	6509201	1432430	NatRef	14	12
18	Anrásälven	6510760	1241180	NatRef	14	12
20	Ejgstån	6545520	1239250	Intensiv	14	9
21	Kagghamraån	6556400	1614400	NatRef	1	9
22	Trösälven	6596700	1427000	NatRef	18	9
24	Laxbäcken	6637180	1480370	Intensiv	19	9
25	Sörjabäcken	6738150	1533650	Intensiv	21	9
26	Lill-Fämtan	6750600	1354260	NatRef	20	12
29	Härån	6847073	1534465	Intensiv	21	9
30	Stråfulan	6848840	1532011	Intensiv	20	9
31	Hängelån	6898207	1509005	NatRef	21	13
32	Viskansbäcken	6926918	1532634	NatRef	22	13
34	Hornsjöbäcken	6971450	1579800	Intensiv	22	9
36	Bastuån	6999700	1403525	Intensiv	23	9
37	Semlan	7026233	1394112	NatRef	23	9
38	Stridbäcken	7049050	1672300	AC-ref	24	31
39	Lillån, E4:an	7061450	1693400	AC-ref	24	9
40	Surmyrdalsbäcken	7067650	1670950	AC-ref	24	9
42	Fusbäcken	7079950	1691700	AC-ref	24	9
43	Röjvattsbäcken	7099433	1648363	AC-ref	24	12
44	Höjdabäcken	7103450	1554650	NatRef&AC	24	13
45	Kvarnbäcken	7136500	1713850	AC-ref	24	19
46	Bjurbäcken	7182700	1718900	NatRef&AC	24	19
47	Fiskonbäcken	7210200	1472600	NatRef	24	13
48	Alep Uttjajåkkå	7392830	1638350	NatRef	25	10
49	Muddusälven	7414200	1690130	NatRef	25	11
50	Pessisjäkka	7583040	1641400	NatRef	25	10

Några av vattendragen i Västerbotten har ej månatlig provtagning utan en intensifierad högflödesprovtagning och glesare under andra delar av året. Vid algprovtagningen samlades även prov in från tolv kalkade IKEU-vattendrag, men de ingår inte i denna utvärdering som fokuserar på kopplingen mellan vattenkvaliteten och bentiska kiselalger i ”opåverkade” referensvattendrag.



Vid provtagningen dokumenterades lokalen enligt miljöövervakningshandbokens undersökningstyp för lokalbeskrivning, inklusive skisser och fotografier. Håri ingår uppgifter om läge, storlek, vattenstånd och flöde samt en noggrann beskrivning av substrat samt strand- och närmiljö (förteckning över variabler finns i tabell 2).

Kemi

De allmänkemiska analyserna har utförts vid IMA (SLU), Uppsala och analys av aluminiumfraktioner (inklusive oorganiskt aluminium, Ali) vid ITM (SU), Stockholm. Båda laboratorierna är ackrediterade och jobbar aktivt med kvalitetssäkring (se tabell 2 för en lista över de analyser som ingått i utvärderingen).

Tabell 2. Förteckning över kemi- och lokaldata som ingår i utvärderingen.

Kemidata		Lokaldata	
pH		Höjd	möh
pH minimum		Bredd	möh
Konduktivitet	mS/m	Grumlighet	3 nivåer
Ca	mekv/l	Vattenfärg	3 nivåer
Mg	mekv/l	Maxdjup	m
Na	mekv/l	Medeldjup	m
K	mekv/l	Vattennivå	3 nivåer
Alk./aciditet	mekv/l	Vattenhastighet	3 nivåer
Alk minimum	mekv/l	Temperatur	grader
SO4	mekv/l	Vattenveg. (ovan/under)	typ
Cl	mekv/l	Beskuggning	%
F	mg/l	Krontäckning	%
NO23N	µg/l	Groved	0-3*
Tot-N	µg/l	Finved	0-3*
Tot-P	µg/l	Inbäddning	0-3*
Abs F 420_5	färg	Finsediment	0-3* + dominans
Si	mg/l	Sand	0-3* + dominans
TOC	mg/l	Grus	0-3* + dominans
Al totalt	µg/l	Sten 1	0-3* + dominans
Al lättreaktivt	µg/l	Sten 2	0-3* + dominans
Al _o (organiskt)	µg/l	Block 1	0-3* + dominans
Al _i (oorganiskt)	µg/l	Block 3	0-3* + dominans
Al _i maximum	µg/l	Häll	0-3* + dominans
		Mossa	0-3* + dominans
		Påväxtalger	0-3* + dominans
		Findetritus	0-3* + dominans
		Grovdetritus	0-3* + dominans

I NatRef-vattendragen finns endast Al-kemi vid algprovtagningen.

**Yttäckning: 0=saknas, 1=<5% (ringa), 2=5-50% (måttlig) samt 3=>50% (riklig)*

Kiselalger

Provtagning

Påväxtprovtagningen utfördes under september-oktober 2004. De tre nordligaste vattendragen (Pessisjåkka, Muddusälven och Alep Uttjajåkka) togs av Fiskegruppen i Jokkmokk och övriga av Paul Andersson, SBV-analys i Delsbo. Provtagningen genomfördes enligt

undersökningstyp ”Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys”, Version 2:1, i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning samt SS-EN 13946:2003 ”Water quality. Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers”, SIS.

På samtliga lokaler borstades påväxtmaterial från ovansidan av 5 stenar ner i ca 0.5 liter grovfiltrerat (70 µm) vatten från vattendraget. Hälften av detta fixerades med etanol, medan den andra halvan förvarades mörkt och kallt i väntan på mikroskopi av levande material för att kontrollera den allmänna kiselalgsförekomsten (och för att verifiera att provet bestod av levande alger).

Analys

Framställning av kiselalgspreparat, analys av kiselalger i ljusmikroskop samt beräkning av index gjordes enligt undersökningstyp ”Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys”, Version 2:1, i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning samt SS-EN 14407:2005 ”Water quality. Guidance standard for the identification enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters”, SIS. Minst 400 kiselalgsskal artbestämdes och räknades i varje prov. I fortsatta analyser användes antalet räknade arter som ett mått på artrikedomen (artantal) i vattendraget. De artkoder som användes i rapporten kommer från programvaran Omnidia4 (jfr www.club-internet.fr/perso/clci).

Kiselalgsindexet IPS Indice de Polluosensibilité Spécifique (Coste i Cemagref, 1982), som finns beskrivet i Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Naturvårdsverkets Rapport 4913, 1999, beräknades. Klassindelning har gjorts enligt ovan nämnda Bedömningsgrunder ($\geq 17,5$; 14-17,5; 10,5-14; 7-10,5; < 7).

Ett nyare franskt index, IBD, Indice Biologique Diatomées, (Prygiel & Coste 2000), redovisas också med den franska klassindelning (≥ 17 ; 13-17; 9-13; 5-9; < 5). Vidare har det engelska indexet TDI, Trophic Diatom Index (Kelly & Whitton 1995), beräknats och klassindelningen har gjorts enligt Eloranta & Soininen 2002 (< 7 ; 7-10; 10-13; 13-16; > 16). Det ursprungliga indexvärdet har delats med 5, för att få maxvärdet 20 även för detta index.

Observera att för IPS och IBD sjunker indexvärdet när förhållandena försämras, medan TDI-värdet ökar.

I Kelly (1998) föreslås beräkning av %PT, dvs. andelen föroreningstoleranta kiselalgsskal i provet, för att uppskatta inverkan av organisk förorening på eutroferingsgraden på lokalen ifråga. Bedömningen görs enligt:

- PT < 20 % free from significant organic pollution
- PT 21-40 % some evidence of organic pollution
- PT 41-60 % organic pollution likely to contribute significantly to eutrophication at site
- PT > 61 % site heavily contaminated with organic pollution

Som underlag för en surhetsbedömning har den procentuella förekomsten av dels artkomplexet *Achnantheidium minutissimum* (ADMI) och dels släktet *Eunotia* (EUNO) beräknats. Dessutom har andelen (i promille) av grupperna acidobionta, acidofila, neutrofila, alkalifila, alkalibionta respektive indifferentia arter enligt van Dam et al. (1994) beräknats:

- acidobionta arter – optimal förekomst vid pH<5,5
- acidofila arter – förekommer huvudsakligen vid pH<7
- neutrofila arter – förekommer huvudsakligen vid pH omkring 7
- alkalifila arter – förekommer huvudsakligen vid pH>7
- alkalibionta arter – förekommer endast vid pH>7
- indifferentia arter – saknar optimum

Samtliga dessa index/beräkningar har tagits fram med hjälp av programvaran Omnidia4.

Vidare har ett försök till klassning av surhetstillståndet gjorts enligt Coring (1996). Vattendragen delas här in i fem olika typer, utifrån kiselalgssamhällets artsammansättning och ingående arters pH-tolerans, enligt:

- type 1 neutral-alkaline streams; pH never <7,0, no danger of acidification
- type 2 permanently non acidic streams; pH generally above 6,5, mostly at about 7, pH minimum never <6
- type 3 episodically slightly acidic streams; pH similar to type 2, but with rare pH depressions not <5,5
- type 4 periodically acidic streams; pH normally <6,5, minima <5,5
- type 5 permanently acidic streams; pH <5,5, minima often <5, sometimes <4,3

Statistiska metoder

För bearbetning av data och framtagande av statistiska mått för olika tidsperioder har SPSS använts. Om inget annat anges avses medelvärden (jan–okt 2004) i fortsättningen. Vissa korrelationsanalyser har gjorts med Excel. Canonical Correspondence Analysis (CCA) i CANOCO ver 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002) kördes för att säkerställa urvalet av förklarande variabler (forward manual selection med Monte Carlo – randomisering 499 permutationer) varvid de variablerna i gruppen kemi respektive lokaldata som med $p<0.05$ ökade förklaringsgraden för artsammansättningen i CCA valdes ut. Dessutom kördes partiell CCA i CANOCO som fördelar algsammansättningens variation till olika förklarande variabelblock, här vattenkemi samt lokalkaraktär. Multivariata och ekologiska modeller har skapats i PCORD ver 4 (McCune & Mefford 1999). Transferfunktion för pH med hjälp av weighted averaging, WA-modell, har skapats i programmet C2 betaversion 1.4 (Juggins 2003).

RESULTAT

Vattenkemi

Vattenkvaliteten styrs av två starka gradienter: surhet och näringstillgång. I de 38 vattendragen var årsmedelvärdena för pH 6.4 (4.4 – 7.8) och för totalfosfor 17 µg/l (4 – 90 µg/l). Andra variabler som beskriver materialet väl var konduktivitet (som följer fosfor), vattenfärg (AbsF 420_5) och oorganiskt Al. De två sistnämnda belyser surheten ur olika aspekter: humus respektive antropogen påverkan (tabell 3a). Variablerna har valts på grund av deras starka koppling till artsammansättningen i CCA-analysen (se nedan).

Fysisk karaktär hos lokalen

De viktigaste variablerna som beskriver lokalen var altitud, bredd samt krontäckning. De kan anses representera geografisk region, strömförhållanden samt ljusförhållanden (tabell 3b). Variablerna har valts på grund av deras starka koppling till artsammansättningen i CCA-analysen (se nedan).

Kiselalger

Rådata kan rekvireras från författarna (antalet räknade skal av olika kiselalger, den relativa abundansen i % samt sammanställning av beräknade index med mera). I tabell 3c redovisas ett urval av algindex och summavärden per vattendrag samt hela materialet – variabelurvalet i tabellen baseras på graden av samband med vattenkvaliteten. Nedan redovisas resultaten enskilt för varje index:

Vattenkvalitet

Kiselalgsindexet **IPS** grundar sig på artbestämningar. De flesta lokalerna i denna undersökning hade ett mycket högt indexvärde och bedömdes tillhöra klass 1 (mycket näringsfattigt till näringsfattigt tillstånd och ingen eller obetydlig förorening). Skärån, Evgstån och Rövattsbäcken var de vattendrag som hade de lägsta indexvärdena inom klass 1. Verkaan och Domneån hamnade i klass 2 (näringsfattigt till näringsrikt tillstånd och/eller svag förorening), medan Kagghamraån och Anråsälven hamnade i klass 3 (näringsrikt till mycket näringsrikt tillstånd och/eller tydlig förorening).

Det nyare franska indexet **IBD** grundar sig på 209 arter/artgrupper, som är framtagna utifrån franska förhållanden. Många av de renvattensformer som förekommer i näringsfattiga svenska vatten finns inte med bland dessa. Detta till trots blev klassindelningen ungefär densamma som för IPS-indexet, nämligen klass 1 för de flesta lokalerna. Verkaan, Skärån, Domneån och Anråsälven tillhörde klass 2, medan Kagghamraån hamnade i klass 3.

Tabell 3a. Medelvärden 2004 för utvalda kemiska variabler, samt statistiska mått (medel, min, max och relativ standardavvikelse) för hela materialet.

Nr	Namn	pH	Kond. (mS/m)	Total-P (µg/l)	Färg (abs)	Ali (µg/l)
1	Verkaån	7.9	33.27	34	0.10	6
2	Skärån	7.4	15.55	20	0.13	8
3	Hörlingeån	6.6	8.96	40	0.54	4
8	Lillån, Bosgård	5.1	4.80	19	0.42	47
9	Pipsjöbäcken	4.8	5.05	9	0.22	45
10	Norrhultsbäcken	5.9	6.09	11	0.22	14
11	Morån	6.7	6.27	17	0.32	6
12	Gnyltån, Byarum	7.3	17.40	19	0.10	4
14	Domneån	6.9	11.78	31	0.43	5
15	Häradsbäcken	7.2	15.07	16	0.18	5
16	Svedån	7.0	5.44	9	0.16	5
17	Lommasjöbäcken	4.4	3.60	8	0.28	132
18	Anräsälven	7.0	14.19	72	0.19	2
20	Ejgstån	6.9	11.72	38	0.21	5
21	Kagghamraån	7.2	18.84	90	0.15	5
22	Trösälven	7.1	5.60	6	0.07	4
24	Laxbäcken	5.0	2.34	9	0.44	52
25	Sörjabäcken	6.5	2.60	8	0.27	6
26	Lill-Fämtan	4.9	1.61	6	0.20	96
29	Härån	6.9	3.68	7	0.16	4
30	Stråfulan	7.1	3.19	8	0.11	2
31	Hängelån	6.8	2.66	7	0.17	7
32	Viskansbäcken	7.4	5.69	8	0.05	8
34	Hornsjöbäcken	7.0	3.60	5	0.10	3
36	Bastuån	6.7	1.62	5	0.07	6
37	Semlan	7.4	6.93	6	0.08	8
38	Stridbäcken	4.9	1.92	6	0.23	60
39	Lillån, E4:an	5.2	2.88	11	0.39	82
40	Surmyrdalsbäcken	5.3	1.89	12	0.27	44
42	Fusbäcken	5.4	2.06	7	0.21	49
43	Röjvattsbäcken	5.7	1.77	38	0.40	18
44	Höjdabäcken	6.0	1.71	9	0.21	18
45	Kvarnbäcken	5.6	2.68	19	0.41	14
46	Bjurbäcken	6.2	3.69	22	0.37	15
47	Fiskonbäcken	6.8	1.64	6	0.05	6
48	Alep Uttjajåkkå	6.7	2.21	6	0.08	5
49	Muddusälven	7.1	3.73	7	0.09	2
50	Pessisjåkka	7.5	5.74	5	0.03	6
	medel	6.4	6.56	17	0.21	21
	rsd	15%	100%	106%	62%	141%
	min	4.4	1.61	5	0.03	2
	max	7.9	33.27	90	0.54	132

Tabell 3b. Resultat för utvalda lokalvariabler, samt statistiska mått (medel, min, max och relativ standardavvikelse) för hela materialet.

Nr	Namn	Area (km²)	Höjd (möh)	Bredd (m)	Skuggn. (kront.)
1	Verkaån	152.6	20	4.5	80%
2	Skärån	23.4	55	9.0	80%
3	Hörlingeån	51.5	62	7.0	50%
8	Lillån, Bosgård	25.3	90	4.0	50%
9	Pipsjöbäcken	1.22	130	1.0	90%
10	Norrhultsbäcken	21.8	215	3.0	10%
11	Morån	19.5	94	6.0	10%
12	Gnyltån, Byarum	26.9	200	2.7	40%
14	Domneån	66.4	95	4.5	100%
15	Häradsbäcken	16.6	210	6.0	30%
16	Svedån	43.2	185	5.5	40%
17	Lommasjöbäcken	1.06	160	1.0	10%
18	Anrásälven	46	22	6.0	20%
20	Ejgstån	48.6	10	6.0	90%
21	Kagghamraån	78.7	10	4.5	100%
22	Trösälven	33.5	160	8.0	10%
24	Laxbäcken	8.81	205	2.0	20%
25	Sörjabäcken	21.2	178	6.0	20%
26	Lill-Fämtan	5.84	500	2.5	10%
29	Härån	20.9	217	4.8	0%
30	Stråfulan	35.6	593	7.5	0%
31	Hängelån	64.8	305	10.0	0%
32	Viskansbäcken	31.1	70	2.0	80%
34	Hornsjöbäcken	40.2	198	5.5	0%
36	Bastuån	45.5	472	10.0	0%
37	Semlan	106	350	10.0	20%
38	Stridbäcken	7.6	130	2.0	90%
39	Lillån, E4:an	14.2	45	2.5	20%
40	Surmyrdalsbäcken	4	195	2.0	40%
42	Fusbäcken	1.7	135	0.7	70%
43	Röjvattsbäcken	27.5	245	4.0	40%
44	Höjdabäcken	4.9	440	2.5	20%
45	Kvarnbäcken	39.1	205	7.5	20%
46	Bjurbäcken	42.8	160	6.0	30%
47	Fiskonbäcken	99.6	575	15.0	0%
48	Alep Uttjajåkkå	97.1	390	10.0	0%
49	Muddusälven	452	175	20.0	0%
50	Pessisjåkka	98.5	350	12.0	0%
	medel	51	207	5.9	0
	rsd	149%	75%	69%	98%
	min	1	10	0.7	0
	max	452	593	20.0	100

Tabell 3c. Resultat för utvalda algindex m.m. samt statistiska mått (medel, min, max och relativ standardavvikelse) för hela materialet.

Nr	Art- antal	Diver- sitet	IPS	IBD	TDI	%PT	ADMI %
1	37	3.60	14.9	13.2	14.3	17.4	8
2	42	3.38	17.9	15.2	8.4	3.1	39
3	31	3.11	19.2	18.1	4.5	0.2	45
8	14	2.43	20.0	18.7	0.2	0	0.7
9	5	0.30	20.0	20.0	0.0	0	0
10	28	3.28	19.1	20.0	1.6	0	10
11	17	1.82	20.0	17.9	4.2	0	70
12	45	3.51	18.2	18.4	6.4	1.6	43
14	51	4.44	15.0	15.4	10.1	9.4	15
15	15	0.85	19.9	17.7	4.8	0	89
16	34	2.55	19.5	18.5	4.8	1.0	60
17	13	2.39	20.0	20.0	0.0	0	0
18	42	3.98	12.2	15.9	10.5	13.9	28
20	50	3.72	17.5	19.0	5.0	1.4	40
21	47	3.86	13.6	12.4	15.1	16.2	12
22	15	1.75	19.6	17.8	4.8	0.2	69
24	14	1.59	20.0	19.3	0.1	0	0.5
25	41	4.25	19.7	20.0	2.0	0	3
26	17	1.52	20.0	20.0	0.0	0	1
29	37	2.74	19.7	18.2	5.0	2.2	55
30	29	3.24	19.7	18.1	4.5	0	31
31	44	3.97	19.7	19.1	3.0	1.1	29
32	25	2.28	18.0	17.2	6.1	1.2	58
34	45	3.31	19.3	18.4	4.8	0.2	47
36	16	2.38	19.9	20.0	5.3	0	13
37	40	3.05	19.5	17.6	5.2	0.7	52
38	16	1.84	19.2	20.0	0.2	1.2	0
39	4	0.94	20.0	20.0	0.0	0	0
40	20	2.60	19.7	20.0	0.2	0	0
42	6	1.28	20.0	20.0	0.0	0	0
43	6	0.63	17.7	20.0	8.9	0	0
44	31	3.48	19.7	19.1	2.4	0	30
45	40	3.71	19.0	20.0	2.2	0.6	1
46	15	2.69	19.7	18.8	3.9	0	37
47	13	1.88	20.0	18.4	5.2	0	65
48	49	3.88	19.6	17.6	4.8	0.7	28
49	27	2.97	19.7	18.0	3.7	0	49
50	24	2.28	19.6	17.8	5.2	0	64
medel	28	2.7	19	18	4	2	29
rsd	53%	40%	10%	10%	85%	234%	91%
min	4	0.3	12	12	0	0	0
max	51	4.4	20	20	15	17	89

Tabell 3d. Resultat för index/bedömningar avseende surhet samt statistiska mått (medel, min, max och relativ standardavvikelse) för hela materialet.

Nr	EUNO %	Coring klass	ADMI/EUNO	log ADMI/EUNO	van Dam a/n	log van Dam a/n
1	0	1.0	80	4.20	60.5	4.08
2	2	1.0	20	3.59	11.7	3.37
3	18	2.0	2.5	2.70	3.0	2.78
8	89	5.0	0.01	0.41	0.0	0.51
9	100	5.0	0	0.00	0.0	0.00
10	65	3.5	0.15	1.50	0.4	1.89
11	10	2.0	7	3.15	4.3	2.93
12	15	2.0	2.9	2.76	3.4	2.83
14	4	2.0	3.8	2.88	7.7	3.19
15	5	2.0	18	3.55	16.5	3.52
16	13	2.0	4.6	2.97	5.0	3.00
17	93	5.0	0	0.00	0.0	0.00
18	3	1.5	9.3	3.27	10.7	3.33
20	11	2.0	3.6	2.86	2.9	2.76
21	0	1.0	120	4.38	5.1	3.01
22	2	2.0	35	3.84	6.0	3.08
24	93	5.0	0.01	0.32	0.0	0.30
25	39	3.0	0.08	1.21	0.2	1.54
26	96	5.0	0.01	0.49	0.0	0.59
29	5	2.0	11	3.34	3.2	2.80
30	1	2.0	31	3.79	4.1	2.91
31	14	3.0	2.1	2.62	0.9	2.25
32	2	2.0	29	3.76	26.3	3.72
34	5	2.0	9.4	3.27	3.0	2.78
36	1	2.0	13	3.42	1.7	2.53
37	0	2.0	520	5.02	16.5	3.52
38	87	5.0	0	0.00	0.0	0.00
39	100	5.0	0	0.00	0.0	0.00
40	85	5.0	0	0.00	0.1	1.05
42	99	5.0	0	0.00	0.0	0.26
43	10	-	0	0.00	8.9	3.25
44	37	3.5	0.81	2.21	0.8	2.22
45	58	4.0	0.02	0.65	0.4	1.86
46	17	3.0	2.2	2.64	1.6	2.50
47	1	2.0	65	4.11	6.5	3.11
48	9	2.5	3.1	2.79	2.3	2.66
49	15	2.5	3.3	2.82	2.2	2.65
50	0	2.0	640	5.11	26.3	3.72
medel	32	3	43	2	6	2
rsd	120%	47%	305%	68%	176%	54%
min	0	1	0	0	0	0
max	100	5	640	5	61	4

Det engelska trofiindexet **TDI** utnyttjar en kombination av släkten, arter och artgrupper. Värdena var låga på de flesta lokaler, dvs. motsvarade klass 1 (oligotrofi). Skärån och Röjvattsbäcken hamnade i klass 2 (oligo-mesotrofi), Domneån och Anråsälven i klass 3 (mesotrofi) samt Verkaån och Kagghamraån i klass 4 (meso-eutrofi).

I samtliga vattendrag var andelen föroreningstoleranta kiselalgsskal, **%PT**, <20 %, vilket tyder på obefintlig/obetydlig organisk förorening. Verkaån, Anråsälven och Kagghamraån var de enda som låg mellan 10-20 %.

Surhet

Klassningen enligt van Dam et al. (1994) visade att alkalifila arter dominerade i Verkaån, Kagghamraån och Bastuån. Acidofila arter var vanligast i Lillån Bosgård, Norrhultsbäcken, Lommasjöbäcken, Laxbäcken, Sörjabäcken, Lill-Fämtan, Enångersån, Stridbäcken, Lillån E4:an, Surmyrdalsbäcken, Storselsån, Fusbäcken, Höjdabäcken och Kvarnbäcken, medan det endast var Pipsjöbäcken som dominerades av acidobionta arter.

En klassning av försurningspåverkan enligt Coring (1996) placerade Verkaån, Skärån och Kagghamraån i typ 1 "neutral-alkaline streams". Lillån Bosgård, Pipsjöbäcken, Lommasjöbäcken, Laxbäcken, Lill-Fämtan, Stridbäcken, Lillån E4:an, Surmyrdalsbäcken och Fusbäcken klassades som typ 5, "permanently acidic streams". De hade samtliga en mycket hög andel *Eunotia* i kiselalgssamhället (≥ 85 %). Ett par vattendrag bedömdes ligga mellan typ 3 (episodically acidic streams) och typ 4 (periodically acidic streams), nämligen Norrhultsbäcken, Höjdabäcken och Kvarnbäcken, medan övriga vattendrag tillhörde typ 2 eller typ 3. I ett fall (Röjvattsbäcken) kunde ingen klassning enligt Coring göras, pga. ett avvikande utseende på kiselalgssamhället. Ekologin för den dominerande arten är inte helt klarlagd.

Diversitet och artantal

Diversiteten var högst (>4) i Domneån, Sörjabäcken, Arån och Storselsån. De lägsta diversiteterna (<1) noterades i Pipsjöbäcken, Häradsbäcken, Lillån E4:an och Röjvattsbäcken. Antalet räknade arter var högst (>45) i Strönhultsån, Domneån, Evgstån, Kagghamraån, Arån och Alep Uttjajåkkå. Några av de suraste lokalerna, Pipsjöbäcken, Lillån E4:an, Fusbäcken och Röjvattsbäcken hade mycket lågt artantal (<10).

Sammanfattning av kiselalgsanalysen

Verkaån, Domneån, Anråsälven och Kagghamraån, samt i viss mån Skärån, skiljde ut sig genom lägre IPS- och IBD-index samt högre TDI-index än på övriga lokaler. Detta visar att något sämre förhållanden råder här, t.ex. beroende på näringshalter. Dock var det inget som

tydde på någon nämnvärd organisk förorening, eftersom % PT-värdena genomgående var låga.

Surhetsmässigt skiljde klassningen enligt van Dam et al. ut framför allt Pipsjöbäcken, men även följande lokaler: Lillån Bosgård, Norrhultsbäcken, Lommasjöbäcken, Laxbäcken, Sörjabäcken, Lill-Fämtan, Stridbäcken, Lillån E4:an, Surmyrdalsbäcken, Fusbäcken och Kvarnbäcken. Samtliga dessa, utom Sörjabäcken, plockades också ut av Corings bedömningsmodell såsom permanently, periodically eller episodically acidic.

Samband mellan vattnet, lokalen och kiselalgerna

Bivariata korrelationer

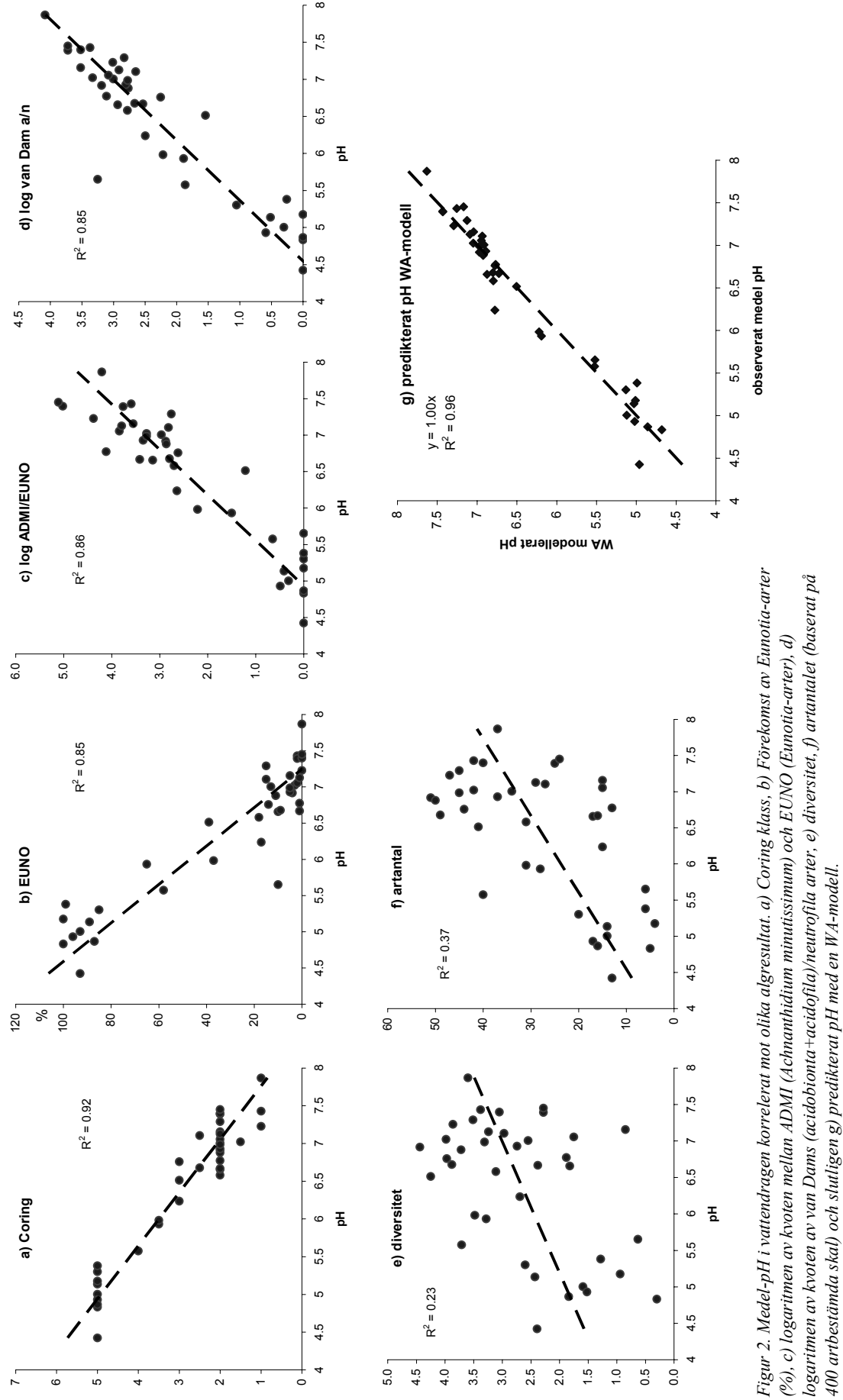
Kopplingen mellan algsamhället och vatten-/lokalkvalitet undersöktes först genom linjär korrelation med utvalda variabler. I tabell 4 redovisas statistiskt signifikanta korrelationer mellan vattenkemi, lokalegenskaper och algindex. Förutom de index som genererats med Omnidia4 har några egna nya uttryck för surhet skapats utifrån algresultaten. Det första är kvoten mellan *Achnantheidium minutissimum* och *Eunotia* (ADMI/EUNO) och det andra är en kvot mellan van Dams artgrupperingar (acidobionta+acidofila)/neutrofila (van Dam a/n). De två uttrycken har i de statistiska analyserna logaritmerats för att ge en normalare fördelning.

Tabell 4. Statistiskt signifikanta linjära korrelationer (Pearson *r*) mellan kemi-/lokaldata och algindex.

Algindex	allmänekologisk		vattenkvalitet, eutrofiering				surhet				
	Artantal	Diversitet	IPS	IBD	TDI	%PT	ADMI	EUNO	Coring klass	log ADMI/EUNO	log van Dam a/n
pH	0.61	0.48	-0.39	-0.68	0.74	0.39	0.70	-0.92	-0.96	0.93	0.92
Ali	-0.55	-0.46		0.45	-0.59		-0.58	0.84	0.81	-0.73	-0.82
Färg							-0.45	0.47	0.49	-0.61	-0.44
Bredd							0.50	-0.57	-0.50	0.57	0.50
Konduktivitet	0.42	0.33	-0.70	-0.79	0.74	0.78		-0.39	-0.57	0.45	0.49
Tot-P	0.34	0.32	-0.85	-0.62	0.69	0.77			-0.36		
Höjd (möh)			0.47	0.34		-0.42					
Krontäckning			-0.49	-0.39		0.45					
Artantal	1	0.90	-0.50	-0.51	0.52	0.45		-0.54	-0.61	0.50	0.51
Diversitet	0.90	1	-0.47	-0.43	0.42	0.44		-0.44	-0.49	0.40	0.39
IPS	-0.50	-0.47	1	0.74	-0.81	-0.92		0.37	0.47		-0.43
IBD	-0.51	-0.43	0.74	1	-0.87	-0.83		0.60	0.73	-0.67	-0.64
TDI	0.52	0.42	-0.81	-0.87	1	0.80		-0.76	-0.81	0.67	0.79
%PT	0.45	0.44	-0.92	-0.83	0.80	1			-0.46	0.34	0.36
ADMI							1	-0.70	-0.67	0.75	0.69
EUNO	-0.54	-0.44	0.37	0.60	-0.76		-0.70	1	0.95	-0.89	-0.96
Coring	-0.61	-0.49	0.47	0.73	-0.81	-0.46	-0.67	0.95	1	-0.92	-0.92
log ADMI/EUNO	0.50	0.40		-0.67	0.67	0.34	0.75	-0.89	-0.92	1	0.88
log van Dam a/n	0.56	0.45	-0.70	-0.81	0.81	0.68		-0.65	-0.76	0.72	1

Pearson korrelation *r*, *p* <0.001, *p* <0.01, *p* <0.05, tom cell ns

Generellt är kopplingen god mellan vattenkvaliteten och algsammansättningen och i figur 2 a-d visas de starkaste sambanden gentemot pH. Notera att sambandet mellan surhetsindex och uppmätt medel-pH generellt ger r^2 -värden mellan 0.8-0.9. I figur 2 e-f visas att det även finns samband mellan pH och de ekologiska måtten artrikedom (antal räknade arter) och diversitet (Shannon) även om sambandet är svagare.



Figur 2. Medel-pH i vattendragen korrelerat mot olika algresultat. a) Coring klass, b) Förekomst av Eunotia-arter (%), c) logaritmen av kvoten mellan ADMI (*Achnanthydium minutissimum*) och EUNO (Eunotia-arter), d) logaritmen av kvoten av van Dams (*acidobionta+acidofila*)/*neurofila* arter, e) diversitet, f) artantal (baserat på 400 artbestämda skal) och slutligen g) predikterat pH med en WA-modell.

WA-modell (weighted averaging)

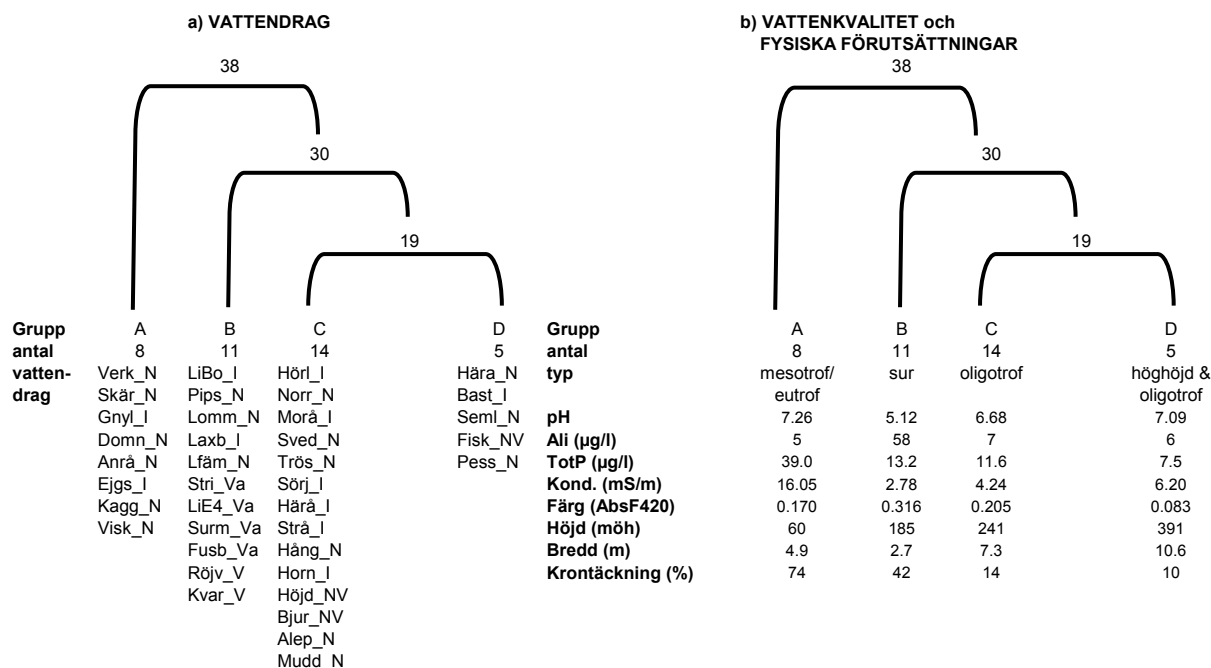
Inom paleoekologin används kalibrering och regression med viktade medelvärden med goda resultat för att modellera miljöförhållanden. En modell (överföringsfunktion) byggs på artsammansättningen och t.ex. pH i ett kalibreringsdataset; sen valideras modellen med ett testdataset. En preliminär modell har konstruerats i programmet C2 och det predikterade värdet har jämförts med det uppmätta – se figur 2 g och notera den goda korrelationen $r^2=0.96$ (gentemot medelvärdet av pH 2004). Den preliminära modell konstruerades för minimi-pH gav ett $r^2=0.94$. Båda modellerna har skapats med hjälp av ”weighted averaging inverse deshrinking and tolerance estimation”, och kan säkert ytterligare förbättras. Det finns alltså mycket goda förutsättningar för att prediktera både medel-pH och minimi-pH med hjälp av kiselalgssammansättningen.

Klassificering – ekologiska grupper

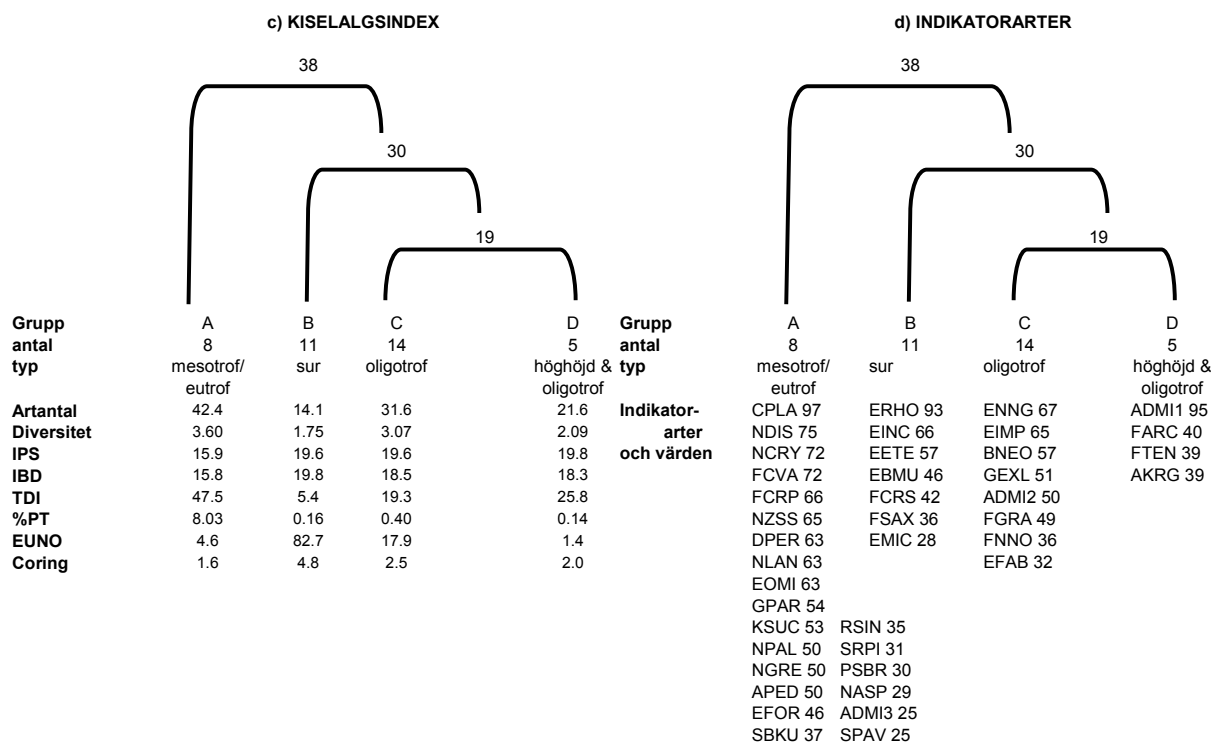
Klassificering av vattendragen utifrån algsammansättningen gjordes med TWINSPAN analysis (Hill, 1979) på samtliga 278 arters relativa förekomst. Validiteten av klassificeringen testades på flera sätt och endast grupper som skapades genom delningar med $p<0.001$ (MRPP - ett icke-parametriskt signifikanstest av grupper) används i figurer och analyser. Varje delnings signifikans undersöktes även genom t-test för kemi- och lokalvariabler. Vidare befästs gruppindelningen genom statistiken för övriga variabler – indirekt utvärderas även klassificeringen genom likheten med vattendragens fördelning vid CCA-analysen.

Den första delningen skilde ut de meso-/eutrofa vattendragen (A=8 st.) från övriga vattendrag (30 st.). Den senare gruppen delades upp i en sur grupp (B=11 st.) och en neutral grupp (19 st.). Dessa kunde slutligen delas upp i en allmänt oligotrof grupp (C=14 st.) och en med högt belägna oligotrofa vattendrag (D=5 st.).

I figur 3 sammanfattas resultaten i fyra översiktliga dendrogram över grupperna: a) ingående vattendrag, b) medelvärden för varje grups kemi- och lokalvariabler, c) medelvärden för varje grups algindex och d) indikatorarter för varje grupp. Indikatorarterna har tagits fram genom Indicator Species Analysis (ISA, Dufrière & Legendre 1997) för de skapade twinspanngrupperna. De arter som presenteras är signifikanta med $p<0.05$ vid ett Monte Carlo-test (100 permutationer) för respektive grupp.



Figur 3a-b. TWINSPAN-grupper: a) ingående vattendrag och b) medelvärden för vattenkvalitet och fysiska förutsättningar.



Figur 3c-d. TWINSPAN-grupper: c) medelvärden för kiselalgsindex och d) indikatorarter utifrån ISA (indicator species analysis) och indikatorvärde (0-100).

Multivariat ordination

En första ordination av artsammansättningen gjordes med Detrended Correspondence Analysis (DCA) vilket gav axellängder (1: 6.628 och 2: 3.359) som indikerar en unimodal respons och att CCA därmed är en ordinationsmetod lämpad för att utvärdera materialet. I den fortsatta analysen inkluderas endast de 89 arter som har en totalabundans över 3 % i materialet, för att förhindra att sällsynta arter får en alltför stor tyngd.

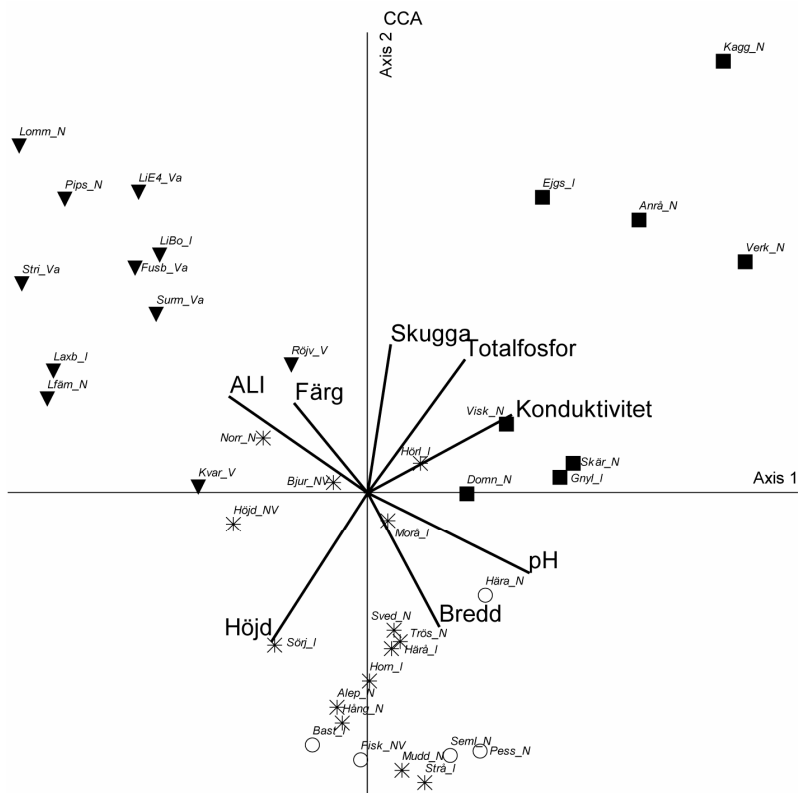
Överflödigt information stör analysen och minskar förklaringsgraden – syftet är inte att korrelera alla existerande miljövariabler mot samtliga taxa utan att minska antalet dimensioner så att överblicken blir bra och de studerade gradienterna tydliga. För att reducera antalet variabler att korrelera arterna gentemot gjordes en stegvis manuell selektion i CANOCO. Nästan samtliga variabler för vattenkemi och lokalbeskrivning kunde vid en manual selektion förklara artsammansättningen med $p < 0.05$ – de utvalda kunde det med $p < 0.001$ och de representerar olika aspekter (starka – lång axellängd och olika – vinkel från origo). Urvalet bekräftades genom de höga ”intraset correlations” för dessa variabler vilka visas i tabell 5.

Tabell 5. Variabelstyrkan uttryckt som intraset korrelationer i CCA-ordinationen

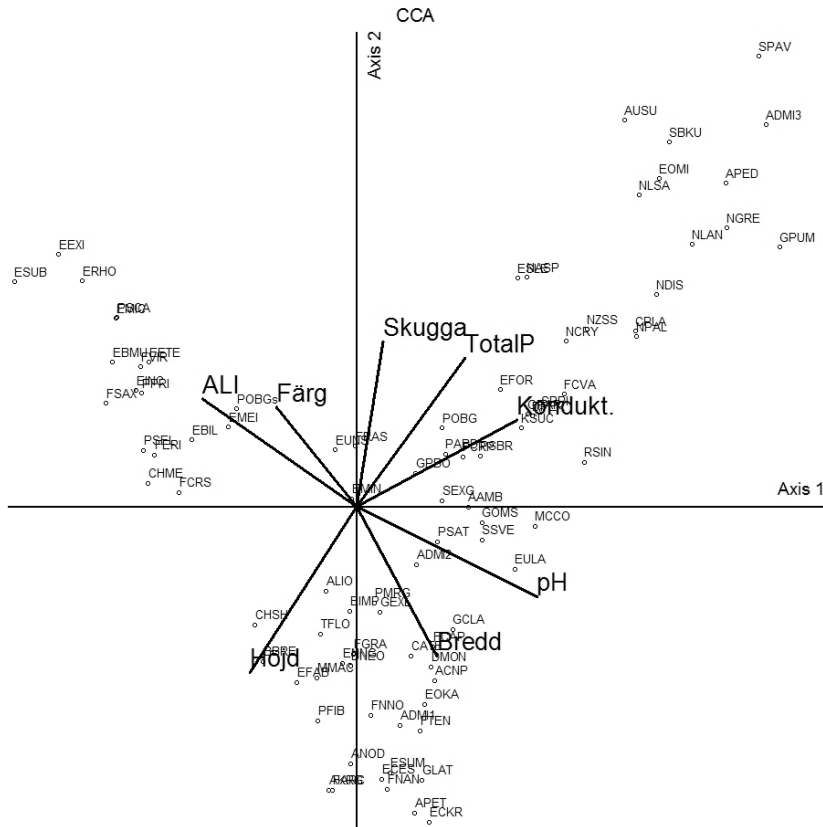
Variabel	Axis 1	Axis 2	Axis 3
pH	0.90	-0.40	-0.04
Ali	-0.78	0.48	-0.34
Färg	-0.41	0.44	0.61
Konduktivitet	0.81	0.38	0.00
total P	0.55	0.66	0.38
Höjd	-0.54	-0.73	-0.17
Bredd	0.40	-0.66	0.06
Krontäckning	0.13	0.73	0.18

Innan den slutliga CCA-ordinationen skapades testades även olika transformeringars validitet. Syftet med en transformering är att normalisera data. För kemi- och lokaldata har rådata (exklusive pH) transformerats logaritmiskt ($x = \log(x + a) - b$) och relativa kiselalgsdata har kvadratrots-transformerats.

I figur 5 visas den slutgiltiga CCA-ordinationen, både i förhållande till lokalerna (kodade efter Twinspan-klassificeringen) och arterna.



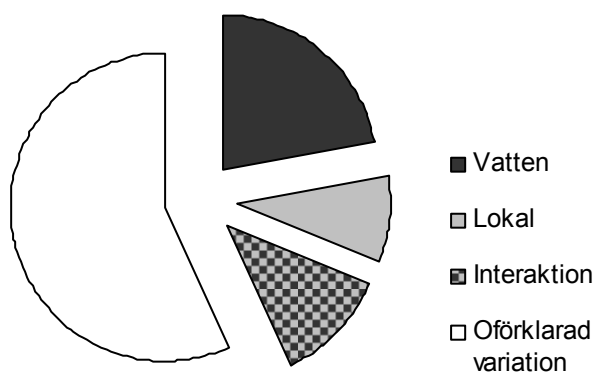
Figur 5a. CCA-ordinationen (LC-scores) med förklarande kemi- och lokalvariabler plottade med lokalerna kodade som twinspace-grupperna: trianglar = B sura, kryss = C oligotrofa, cirkel = D högt belägna oligotrofa och fyrkanter = A meso-/eutrofa.



Figur 5 b. CCA-ordinationen (LC-scores) med förklarande kemi- och lokalvariabler plottade tillsammans med kiselalgsarterna.

I figur 5 a och b placeras de sura lokalerna respektive arterna i övre vänstra hörnet. I det övre högra hörnet återfinns de mer näringsrika lokalerna och näringskrävande arterna. Dessa två grupper går att separera väl från varandra och övriga lokaler, medan de två neutral oligotrofa grupperna är mer sammanblandade. Vektorerna för de förklarande variablerna visar i vilken riktning respektive variabel inverkar på ordinationen.

I pajdiagrammet i figur 6 visas hur stor andel av variationen som ordinationen förklarar och hur stor andel som kan härledas till kemi- respektive lokaldata + interaktioner. CCA förklarar 43 % av variationen i artsammansättningen och vattenkvaliteten.



Figur 6. Fördelning av den förklarade variation med CCA-ordinationen mellan vatten- och lokaldata samt deras interaktion.

Vilken tidsperiod representerar ett kiselalgsprov taget på hösten?

För att undersöka detta skapades medelvärden för pH, konduktivitet och totalfosfor samt minimi-pH för tre olika tidsperioder: år (januari-oktober), vår (januari-maj) och sommar (juni-oktober). Korrelationer mellan dessa kemivärden och algindex togs fram för tre olika kategorier: ekologiska (artantal, diversitet), surhet (Eunotia, Coring, log ADMI/EUNO, log van Dam a/n) samt vattenkvalitet (IPS, IBD, TDI, % PT). I tabell 6 summeras r-värdena för korrelationen för varje kategori och period med kvadratsummor för att bedöma kopplingens styrka.

Slutsatsen blir att det inte skiljer mycket mellan de olika perioderna utan att kiselalger tagna på hösten representerar och integrerar hela årets vattenkvalitet. Detta gäller även om man vill studera extremvärden för surhet, minimi-pH, vilket även visades genom den goda korrelationen i WA-modellen för minimi-pH.

Tabell 6. Sambandet mellan vattenkemi och algindex för olika tidsperioder. Notera att skillnaden är obetydlig mellan de olika tidsperiodernas korrelationer adderade som kvadratsummor.

	pH medel			pH minimum			konduktivitet medel			totalfosfor medel		
	år	vår	sommar	år	vår	sommar	år	vår	sommar	år	vår	sommar
Artantal	0.61	0.61	0.59	0.57	0.63	0.57	0.42	0.41	0.42	0.39	0.36	0.39
Diversitet	0.48	0.50	0.46	0.41	0.47	0.42	0.33	0.32	0.33	0.38	0.37	0.37
<i>kvadratsumma</i>	<i>0.60</i>	0.62	<i>0.56</i>	<i>0.49</i>	0.61	<i>0.49</i>	0.28	<i>0.27</i>	0.28	0.30	<i>0.26</i>	0.29
EUNO	-0.92	-0.91	-0.93	-0.89	-0.89	-0.88						
Coring	-0.96	-0.95	-0.96	-0.93	-0.94	-0.92						
log ADMI/EUNO	0.93	0.92	0.92	0.92	0.92	0.91						
log vanDam a/n	0.92	0.92	0.92	0.88	0.90	0.87						
<i>kvadratsumma</i>	3.48	3.43	3.48	3.27	3.33	3.21						
IPS							-0.70	-0.68	-0.72	-0.85	-0.85	-0.81
IBD							-0.79	-0.80	-0.78	-0.62	-0.60	-0.61
TDI							0.74	0.74	0.74	0.69	0.69	0.63
%PT							0.78	0.76	0.80	0.77	0.76	0.74
<i>kvadratsumma</i>							2.28	2.23	2.30	2.17	2.13	1.96

SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER

- Kiselalgerna har en stark koppling till vattenkvaliteten.
- Höstprovtagningen integrerar och representerar det gångna årets vattenkvalitet väl.
- Bentiska kiselalger är goda surhetsindikatorer – korrelationen till pH är mycket stark (r^2 mellan 0.8-0.9 för flera index) och en preliminär WA-modell ger $r^2=0.96$ gentemot medel-pH och $r^2=0.94$ gentemot minimi-pH.
- Klassning av vattendragen enligt Coring (1996) fungerar bra men många av de svenska arterna finns inte med i denna tyska nyckel.

ERKÄNNANDEN

Vi tackar Naturvårdsverket, miljöövervakningsavdelningen som finansierat projektet och personalen på IMA (SLU) för kemianalyser (inklusive tillgången till preliminära resultat redan i januari) samt kartbild och personalen på ITM (SU) för aluminium-fraktionering.

REFERENSER

- Cemagref. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. Cemagref, Lyon, 218 sidor.
- Coring, E. 1996. Use of diatoms for monitoring acidification in small mountain rivers in Germany with special emphasis on "Diatom Assemblage Type Analysis" (DATA). In Whitton BA & Rott E (eds) Use of algae for monitoring rivers II, Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345–366.
- Eloranta, P. & Soininen, J. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology* **14**:1-7.
- Hill, M. O. 1979. TWINSpan – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Department of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York, 48 sidor.
- Juggins, S. 2003. C2 Software for Ecological and Palaeoecological Data Analysis and Visualisation. User Guide Version 1.3. University of Newcastle, Newcastle, UK. 69 sidor.
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* **7**:433-444.
- Kelly, M.G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrofication in rivers. *Water Research* **32**:1, 236-242.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. – MjM Software Design, Gleneden Beach, USA, 237 sidor.
- Prygiel, J. & Coste, M. 2000. Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'indice Biologique Diatomées NF T 90-354. Etude Agences de l'Eau-Cemagref Bordeaux.
- ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). – Microcomputer Power, Ithaca, USA, 500 sidor.
- van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **28**(1): 117-133.

Delrapport II:

Bentiska kiselalger Specialprojekt i IKEU-programmet 2005

24 kalkade/referensvattendrag
hösten 2004 och våren 2005

Cecilia Andrén¹ och Amelie Jarlman²

¹ ITM, Stockholms Universitet, 106 91 Stockholm, cecilia.andren@itm.su.se

² JARLMAN HB, Stora Tvärgatan 33, 223 52 Lund, amelie@jarlman.com

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

INLEDNING	31
MATERIAL OCH METODER	31
Vattendrag	31
Kiselalger	31
Provtagning	31
Analys	32
Tillvägagångssätt och statistiska metoder	33
RESULTAT	35
Kiselalger	35
Vattenkvalitet	36
Surhet	36
Diversitet och artantal	37
Jämförelse mellan resultaten från höst 2004 och vår 2005	37
Sammanfattning av kiselalgsanalysen	37
Samband mellan kiselalger och vattenkvalitet	38
Multivariata ordinationer	38
Indikatorarter	42
Kiselalgsindex	43
WA-modeller	45
ERKÄNNANDEN	46
REFERENSER	47

INLEDNING

Den biologiska uppföljningen av vattendragen inom IKEU:s basprogram (kalkade och referensvattendrag) har hittills bestått av bottenfaunaprovtagning och elfiske. År 2005 genomförs ett specialprojekt med bentiska kiselalger som förhoppningsvis kan komma att ingå i basprogrammet från och med år 2006.

Bentiska kiselalger används internationellt i stor omfattning som indikatorer för miljöpåverkan i vattendrag och i EU:s vattendirektiv föreskrivs övervakning med bentiska alger. I Sverige finns hittills endast en begränsad mängd undersökningar där kiselalger ingått. Kopplingen mellan artsammansättningen och surhet är i dessa material god – och kiselalgerna indikerar dessutom närings- och föroreningsnivå väl. De bör följaktligen vara väl lämpade som indikatorer i IKEU-projektets vattendrag.

Målsättningen med detta specialprojekt är att etablera ett bra och allsidigt biologiskt basprogram för vattendragen. I rapporten utvärderas indikatorvärdet för kiselalgerna (koppling till vattenkvaliteten) samt värdet av provtagning under olika säsonger (vår samt höst).

MATERIAL OCH METODER

Vattendrag

I ett projekt finansierat av miljöövervakningens programområde ”Bara naturlig försurning” 2004 (se delrapport I), med syfte att ta fram underlag för nya bedömningsgrunder för försurning och kiselalger, ingick 11 IKEU-referensvattendrag och även det AC-referensvattendrag (Lillån-E4an) som nu inkluderats i det utvidgade basprogrammet. Prover från 12 kalkade IKEU-vattendrag togs vid samma provtagningsresa och finansierades i efterhand med kalkningsmedel.

I specialprojektet 2005 togs kiselalgsprov både vår och höst från samtliga vattendrag som ingår i IKEU från 2005, totalt 37 st. För att få fram ett beslutsunderlag till december 2005 baseras denna rapport endast på resultat från våren 2005 tillsammans med hösten 2004. För båda tillfällena finns algprover från 12 kalkade och 12 referensvattendrag. Resultaten från de nytillkomna IKEU-vattendragen 2005 kommenteras under Resultat, kiselalger.

Kiselalger

Provtagning

Påväxtprovtagningen utfördes under september-oktober 2004 respektive maj-juni 2005 av Paul Andersson, SBV-analys i Delsbo, enligt undersökningstyp ”Påväxt i rinnande vatten –

kiselalgsanalys", Version 2:2, i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning samt SS-EN 13946, 2003 "Water quality. Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers", SIS. På samtliga lokaler borstades påväxtmaterialet från ovansidan av 5-10 stenar ner i 0.5 liter vatten, varav hälften fixerades med etanol och hälften med formalin.

Analys

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 samt SS-EN 14407, 2005 "Water quality. Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters", SIS. Minst 400 kiselalgsskal räknades i varje prov.

Kiselalgsindexet IPS Indice de Polluosensibilité Spécifique (Coste i Cemagref, 1982), som finns beskrivet i Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Naturvårdsverkets Rapport 4913, 1999, beräknades. Klassindelning har gjorts enligt ovan nämnda Bedömningsgrunder ($\geq 17,5$; 14-17,5; 10,5-14; 7-10,5; < 7).

Ett nyare franskt index, IBD, Indice Biologique Diatomées, (Prygiel & Coste 2000), redovisas också med den franska klassindelning (≥ 17 ; 13-17; 9-13; 5-9; < 5). Vidare har det engelska indexet TDI, Trophic Diatom Index (Kelly & Whitton 1995), beräknats och klassindelningen har gjorts enligt Eloranta & Soininen 2002 (< 7 ; 7-10; 10-13; 13-16; > 16). Det ursprungliga indexvärdet har delats med 5, för att få maxvärdet 20 även för detta index.

Observera att för IPS och IBD sjunker indexvärdet när förhållandena försämras, medan TDI-värdet ökar.

I Kelly (1998) föreslås beräkning av %PT, dvs. andelen föroreningstoleranta kiselalgsskal i provet, för att uppskatta inverkan av organisk förorening på eutroferingsgraden på lokalen ifråga. Bedömningen görs enligt:

- PT < 20 % free from significant organic pollution
- PT 21-40 % some evidence of organic pollution
- PT 41-60 % organic pollution likely to contribute significantly to eutrophication at site
- PT > 61 % site heavily contaminated with organic pollution

Som underlag för en surhetsbedömning har den procentuella förekomsten av dels artkomplexet *Achnantheidium minutissimum* och dels släktet *Eunotia* beräknats. Dessutom redovisas andelen (i promille) av grupperna acidobionta, acidofila, neutrofila, alkalifila, alkalibionta resp. indifferentia arter enligt van Dam et al. (1994):

- acidobionta arter – optimal förekomst vid pH $< 5,5$
- acidofila arter – förekommer huvudsakligen vid pH < 7
- neutrofila arter – förekommer huvudsakligen vid pH omkring 7

- alkalifila arter – förekommer huvudsakligen vid pH>7
- alkalibionta arter – förekommer endast vid pH>7
- indifferentia arter – saknar optimum

Dessa index/beräkningar har tagits fram med hjälp av programvaran Omnidia4 (se www.club-internet.fr/perso/clci).

De tre surhetsindex som användes i denna bearbetning har utvecklats av C. André, A. Jarlman och M. Kahlert inför revideringen av bedömningsgrunderna. De kan komma att justeras framöver:

- AJK3 (i princip en viktning med van Dam grupper - (20-IPS)/10)
- Log ADMI/EUNO (+artantal/20)
- Log van Dam a/n (acb+acf/neu (+EUNO/50))

Tillvägagångssätt och statistiska metoder

Datasetet analyserades med avseende på två aspekter: effekt av kalkning (jämförelse mellan 12 kalkade och 9 neutrala referenser – höst 2004 samt vår 2005) samt jämförelse mellan två säsonger (häri inkluderas även 3 sura referenser). Analysen genomfördes på två nivåer, dels baserat på artsammansättning/samhällsstruktur och dels baserat på beräknade index.

Samhällsstrukturen undersöktes med multivariata ordinationer:

canonical correspondence analysis (CCA) och *non-metric dimensional scaling* (NMS).

Olikheter prövades genom multivariata icke-parametriska tester:

Mantel test – relationen mellan matriser av samma dimensioner (tex antal lokaler * antal arter) och *multi-response-permutation-procedure* (MRPP, ranktransformerad) – ett icke-parametriskt signifikanstest av definierade grupper (kräver ej samma dimensioner).

För signifikanta grupper togs indikatorarter fram, med hjälp av *indicator species analysis* (ISA) som plockar ut arter som är utmärkande för gruppen genom artvis jämförelser. Dessa resultat kompletterades med *similarity percentage* (SIMPER) analys, vilken uppskattar likheter inom gruppen och olikheter mellan grupper och vilka arter som bidrar till störst del av skillnaden.

Indexens koppling till vattenkvaliteten studerades genom korrelationsanalys, linjär (Pearson r) samt rank (Spearman rho).

För bearbetning av data och framtagande av statistiska mått för olika tidsperioder har SPSS (ver 11.5) samt även i viss mån även Excel använts. Om inget annat anges avses medelvärden i fortsättningen. De kemiska/fysikaliska samt lokalbeskrivande variabler som ingår i dataunderlaget presenteras i tabell 1.

Detrended Correspondence Analysis (DCA) användes för att belägga att kiselalgerna hade en unimodal (klockformad) respons till vattenkvaliteten, vilket krävs för att använda CCA. Canonical Correspondence Analysis (CCA) kördes för att säkerställa urvalet av förklarande variabler (forward manual selection med Monte Carlo – randomisering 499 permutationer) varvid de variabler som med $p < 0.05$ ökade förklaringsgraden för artsammansättningen i CCA valdes ut. Att inte variablerna sinsemellan var alltför korrelerade och överdrev en viss aspekt, kontrollerades genom att variabel inflation faktor hölls under 20. Båda dessa analyser genomfördes i CANOCO ver 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2002).

Multivariata och ekologiska modeller såsom CCA, NMS, Mantel test, MRPP och ISA (Dufrêne & Legendre 1997) har skapats i PCORD ver 4.35 (McCune & Mefford 1999). Resultaten från ISA avser arter som är signifikanta med $p < 0.05$ vid ett Monte Carlo-test (100 permutationer) för respektive grupp. Analysen av likhet och olikhet, SIMPER, har körts i PRIMER ver 5 (Clarke & Gorley 2001).

Transferfunktion för bl.a. pH med hjälp av weighted averaging har skapats i programmet C2 ver 1.4 (Juggins 2005). WA-modeller (weighted average = viktat medelvärde) bygger på arternas abundans i varje prov kombinerat med vattenkvaliteten. Modellen tar fram optimalt pH och pH-tolerans för varje art och predikterar därur pH i samma material baserat på algsammansättningen, alternativt i ett nytt datamaterial med okänd vattenkvalitet. Modeller bedömdes som tillämpbara då kvoten λ_1/λ_2 (CCA) var nära 1 eller större. λ_1 är den variation som förklaras av variabeln (eigenvalue 1:a axeln) medan λ_2 är den variation som relateras till nästa axel (eigenvalue 2:a axeln) i en CCA som begränsas till bara denna enda förklarande miljövariabel.

Algerna från hösten 2004 korrelerades med vattenkemi från perioden november 2003 till oktober 2004 och algerna från 2005 korrelerades med vattenkemin från perioden november 2004 till juni 2005. Optimalt vore att jämföra höst och vår för provtagningar gjorda under samma tillväxtsång – men tidpunkten för denna rapport skrivning tillät inte det.

De kemiska/fysikaliska (exklusive pH) och lokalvariablerna transformerades med en logaritmisk funktion ($\log_{10}(x + \text{minsta } x) + \text{heltalet av minsta } x : \log_{10}$) före de multivariata analyserna för att få en mer normalfördelad datamängd.

I analyserna ingår endast de 109 arter som förekom vid mer än två lokaler både vår och höst (totalt räknat artantal var 192 höst respektive 201 för våren). Arternas relativa abundans transformerades med en kvadratrotsfunktion före analyserna i CANOCO och PCORD.

Tabell 1. Förteckning över kemi- och lokaldata som ingår i utvärderingen.

Kemisk-fysikaliska analyser		Lokaldata	
pH		X-koordinat	
pH minimum		Y-koordinat	
Temperatur	grader	Altitud	möh
Konduktivitet	mS/m	Bredd	m
Alkalinitet/aciditet	mekv/l	Area avrinningsområde	km ²
Alk minimum	mekv/l	Markanvändning;	skog %
ANC	mekv/l		myr %
ANC_minimum	mekv/l		jordbruk %
BC (Ca+Mg+Na+K)	mekv/l		vatten %
Ca	mekv/l		övrigt %
Mg	mekv/l	Maxdjup	m
Na	mekv/l	Medeldjup	m
K	mekv/l	Beskuggning	%
SO4	mekv/l	Krontäckning	%
Cl	mekv/l	<i>kategoriska variabler</i>	
F	mg/l	Typ (sur, neutral referens, kalkad)	-1, 0, 1
Ntot - totalkväve	µg/l	Region (1-6)	
Ptot - totalfosfor	µg/l	Inbäddning	0-3 ^a
Abs F - absorbans 420_5, filtrerad	färg	Mossa	0-3 ^a
Si	mg/l	Påväxtalger	0-3 ^a
TOC	mg/l	Findetritus	0-3 ^a
Al totalt	µg/l	Grovdetritus	0-3 ^a
Alo (organiskt)	µg/l	Närmiljö	0-3 ^b
Ali (oorganiskt)	µg/l	Substrat (dominerande)	1-7 ^c
Ali maximum	µg/l	^a Yttäckning 0=saknas, 1=<5% (ringa),	
Fe	µg/l	2=5-50% (måttlig) samt 3=>50% (riklig)	
Mn	µg/l	^b 0=hygge, 1=lövskog, 2=blandskog, 3=barrskog	
Zn	µg/l	^c 1=sand, 2=grus, 3=sten1, 4=sten2,	
		5=block1, 6=block2, 7=block3	

RESULTAT

Kiselalger

Antalet räknade skal av olika kiselalger och en sammanställning av beräknade index med mera kommer att finnas hos den nationella datavärden. Resultaten för ”gamla” punkter, dvs de där kiselalgsanalys även utfördes hösten 2004, och ”nya” punkter kommenteras var för sig. En jämförelse mellan höst- och vårresultaten avslutar detta kapitel.

Vattenkvalitet

Kiselalgsindexet **IPS** grundar sig på artbestämningar. Alla gamla lokaler, utom Ejgstån, hade mycket höga indexvärden och tillhör klass 1 (hög vattenkvalitet; beskrivet i Bedömningsgrunderna som ”mycket näringsfattigt till näringsfattigt tillstånd och ingen eller obetydlig förorening”). Lägst indexvärden inom klass 1 hade Hörlingeån och Gnyltån (18,4) samt Strönhultsån (18,2). Ejgstån fick ett måttligt högt indexvärde och hamnade i klass 3 (måttlig vattenkvalitet; beskrivet i Bedömningsgrunderna som ”näringsrikt till mycket näringsrikt tillstånd och/eller tydlig förorening”). De nya vattendragen tillhörde också i de flesta fall klass 1. Enån hade det lägsta indexvärdet inom klass 1 (17,9). Två vattendrag hamnade i klass 2, nämligen Rökeån (17,3), vars indexvärde dock låg mycket nära gränsen mot klass 1, och Sällevadsån (16,7).

Det nyare franska indexet **IBD** grundar sig på 209 arter/artgrupper, som är framtagna utifrån franska förhållanden. Många av de renavattensformer som förekommer i näringsfattiga svenska vatten finns inte med bland dessa. Detta till trots blev klassindelningen för de gamla lokalerna ungefär densamma som för IPS-indexet, nämligen klass 1 för alla lokaler, utom Ejgstån som låg i klass 2. Av de nya lokalerna hamnade Sällevadsån i klass 2, medan de övriga vattendrag tillhörde klass 1.

Det engelska trofiindexet **TDI** utnyttjar en kombination av släkten, arter och artgrupper. Värdena var låga på de flesta gamla lokaler, dvs. motsvarade klass 1 (oligotrofi). Bastuån hamnade i klass 2 (oligo-mesotrofi) och Ejgstån i klass 3 (mesotrofi). Samtliga nya vattendrag tillhörde klass 1 (oligotrofi).

Andelen föroreningstoleranta kiselalgsskal, **% PT**, var mindre än 5 % i alla vattendrag, utom Ejgstån. Mindre än 20 % tyder enligt Kelly (1998) på obefintlig/obetydlig organisk förorening. Resultatet från Ejgstån, 30 % PT, tyder på viss påverkan av organisk förorening.

Surhet

I de gamla vattendragen var den procentuella andelen av släktet *Eunotia*, som är vanligast i sura miljöer, störst i Laxbäcken (90 %) och Lillån Bosgård (66 %). Övriga vattendrag hade mindre än 20 % *Eunotia*. Vingån (98 %) och Lillån E4:an (97 %) hade högst procentandel *Eunotia* av de nya lokalerna. Därefter följde Musån, Enån och Svanån på ca 30 %.

Klassningen enligt van Dam et al. (1994) visade att acidobionta + acidofila arter dominerade framför allt i Laxbäcken och Lillån Bosgård, men även i Haraldsjöån och Sörjabäcken. Störst andel alkalifila arter hade Ejgstån (drygt 20 %). På de nya lokalerna dominerade acidobionta + acidofila arter i Vingån, Lillån E4:an och Musån. Störst andel alkalifila arter noterades i Sällevadsån och Trollbäcken (drygt 30 %) samt i Enån, Rökeån och Tangån (drygt 20 %).

Diversitet och artantal

Diversiteten var högst (>3,5) i Ejgstån, Strönhultsån och Haraldsjöån. De lägsta diversiteterna (<2) noterades i Bastuån och Källsjöån. I de nya vattendragen var diversiteten >3,5 i Enån och Trollbäcken och lägre än 2 i Stridbäcken, Lillån E4:an, Ljungaån, Vingån och Sällevadsån.

Artantalet var högst (>45) i Ejgstån respektive lägst (<15) i Bastuån, Lillån Bosgård och Laxbäcken. Av de nya vattendragen hade ingen lokal speciellt högt artantal, medan få arter (<15) räknades i Vingån, Lillån E4:an och Stridbäcken.

I Enån och Stridbäcken påträffades deformerade skal av *Fragilaria gracilis*. Vad som har orsakat detta (höga metallhalter?) bör utredas vidare, liksom om det är en engångsförekomst eller ej.

Jämförelse mellan resultaten från höst 2004 och vår 2005

Det enda fall där IPS-indexet avvek markant mellan höst 2004 och vår 2005 var i Ejgstån. Höstresultatet låg i klass 1, precis på gränsen mot klass 2, medan vårresultatet låg i klass 3. IBD-indexet förändrades från klass 1 till klass 2 och TDI-indexet från klass 1 till klass 3. Andelen föroreningstoleranta skal ökade avsevärt. Allt detta tyder på ökade näringshalter, eventuellt pga. ökad tillförsel av organiskt material.

I de allra flesta fall var differensen i IPS-index mindre än eller lika med 0,5 enheter. En skillnad på mellan 0,6 och 1 enhet noterades i Hörlingeån, Lillån järnvägsbron, Morån och Arån – i de tre förstnämnda sjönk indexet, medan det ökade i Arån.

Procentuella andelen av släktet *Eunotia* sjönk mer än 10 % i Hörlingeån, Hovgårdsån, Lillån Bosgård, Gnyltån, Sörjabäcken och Storselsån. Enda lokalen med en ökning på mer än 10 % var Hornsjöbäcken. På de flesta lokaler var andelen *Eunotia* lägre på våren 2005 än på hösten 2004, vilket skulle kunna tyda på att släktet har vissa konkurrensnackdelar i kallare vatten.

Acidobionta + acidofila arter, enligt van Dam et al. (1994), minskade mer än 20 % från hösten -04 till våren -05 i Enångersån, Storselsån, Sörjabäcken och Hörlingeån. I Bastuån minskade mängden alkalifila arter med drygt 40 %.

Sammanfattning av kiselalgsanalysen

I vårmaterialet skiljde Ejgstån ut sig genom lägre IPS- och IDG-index samt högre TDI-index än på övriga lokaler. Detta visar att förhållandena var något sämre här – klass 3 – än i övriga vattendrag, förmodligen beroende på högre näringshalter. Eventuellt kan viss tillförsel av organiskt material ha skett, eftersom andelen föroreningstoleranta skal var något förhöjd. Övriga gamla vattendrag hamnade alla i klass 1, utifrån IPS-indexet. Bland de nya lokalerna

hade Rökeån och Sällevadsån IPS-värden som motsvarar klass 2, medan övriga vattendrag låg i klass 1. Ur surhetssynpunkt, baserat på andelen av släktet *Eunotia* samt andelen acidobionta + acidofila arter, utmärkte sig Laxbäcken och Lillån Bosgård av de gamla vattendragen samt Vingån, Lillån E4:an och Musån av de nya.

Samband mellan kiselalger och vattenkvalitet

Multivariata ordinationer

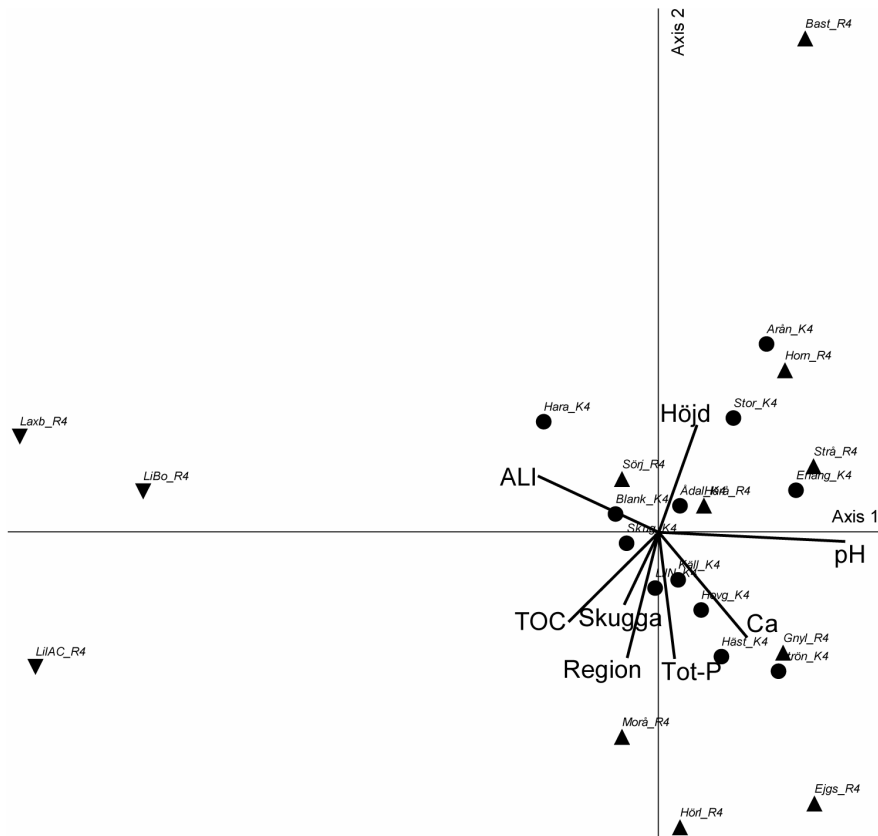
Axellängden i DCA var över tre (2004: 3.51 och 2005: 3.93) vilket innebär att kiselalgerna hade en unimodal (klockformad) förekomst. CCA är därför en lämplig ordinationsmetod att analysera materialet med. CCA användes för att verifiera vilka variabler som är relevanta för att förklara artsammansättningen. Analysen gjordes separat för 2004 och 2005.

För 2004 var variablerna pH ($\lambda_1=0.46$), Ptot (totalfosfor, $\lambda_1=0.34$), region ($\lambda_1=0.22$), krontäckning ($\lambda_1=0.20$) och Ali (oorganiskt aluminium, $\lambda_1=0.19$) signifikanta och för 2005 var pH ($\lambda_1=0.47$), altitud ($\lambda_1=0.35$), Ca ($\lambda_1=0.20$), Ptot ($\lambda_1=0.25$), TOC ($\lambda_1=0.22$) och krontäckning ($\lambda_1=0.21$) signifikanta. De förklarande variablerna hade olika god korrelation till algsamhället de båda åren (om detta beror på säsongs- eller mellanårsvariation går ej att särskilja). Båda åren var pH den starkaste variabeln följt av Ptot och krontäckning. I de fortsatta analyserna användes de signifikanta variablerna från båda åren (5 kemi: pH, Ptot, Ali, Ca och TOC samt 3 fysiska: altitud, region samt krontäckning). De kemiska är medelvärden (även extremvärden ingick i underlaget) och för de fysiska är två ”lokalkonstanta”, nämligen altitud (höjd över havet) och region (de sex naturgeografiska), medan krontäckningen (ljusförhållandet i % sett rakt ovan provplatsen) kan variera mellan provtagningstillfällena.

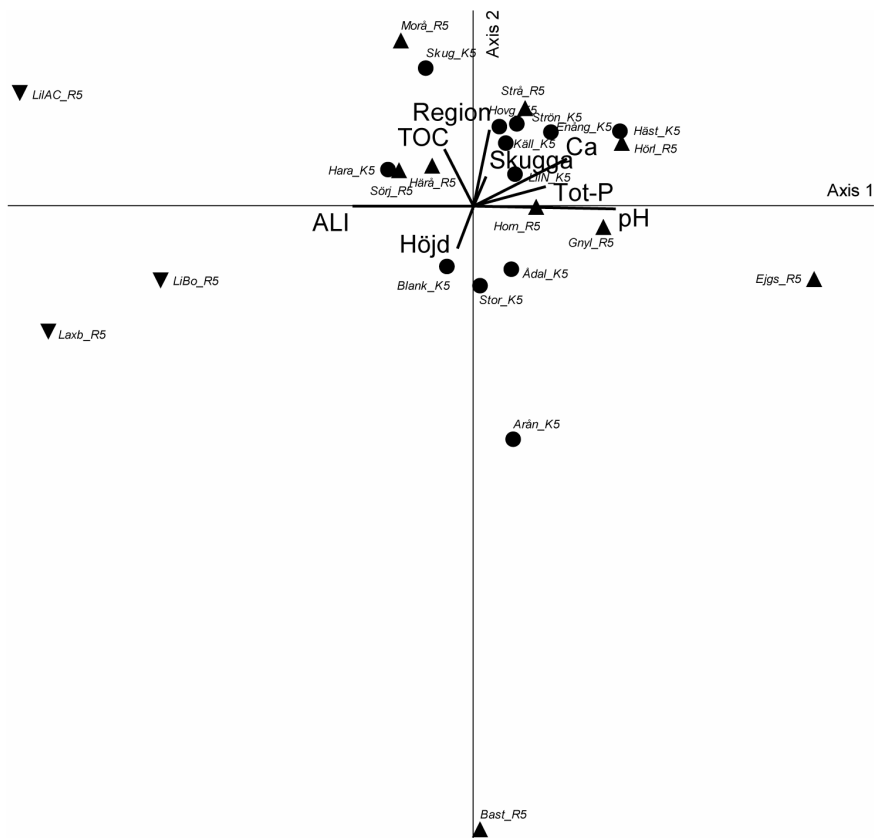
I figur 1 (2004) och figur 2 (2005) visas ordinationerna för de två åren var för sig. De sura referenserna särskiljer sig markant från övriga lokaler, men för de neutrala vattendragen kan ingen tydlig skillnad ses mellan kalkade och referenser. En outlier-analys i PCORD anger att ett surt vattendrag, Lillån_AC, var outlier både 2004 (s.d. 2.2) och 2005 (s.d. 2.1). År 2004 föll även den neutrala referensen Bastuån ut (s.d. 2.2). Eftersom de inte avvek med mer än 3 standardavvikelse utslöts de emellertid ej i de fortsatta analyserna.

Likheten mellan kalkade vattendrag och referenser stöds även genom att MRPP-testet inte finner någon signifikant skillnad mellan dessa grupper. De sura referenserna är, inte så överraskande, skiljda från de neutrala referenserna med $p<0.002$.

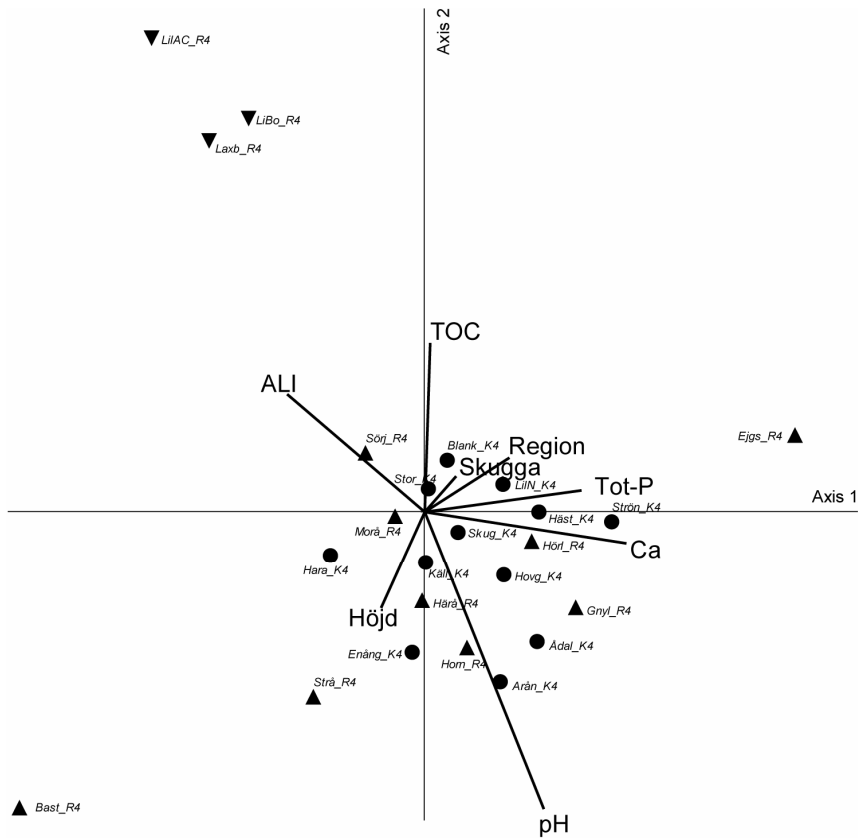
Eftersom NMS bättre kan avspegla samhörighet mellan lokaler med liknande artsammansättning gjordes även ordinationer med denna metodik. I figur 3 och 4 visas att kalkade och neutrala referenser för båda åren inte grupperar sig utan är utspridda över hela ordinationsfiguren.



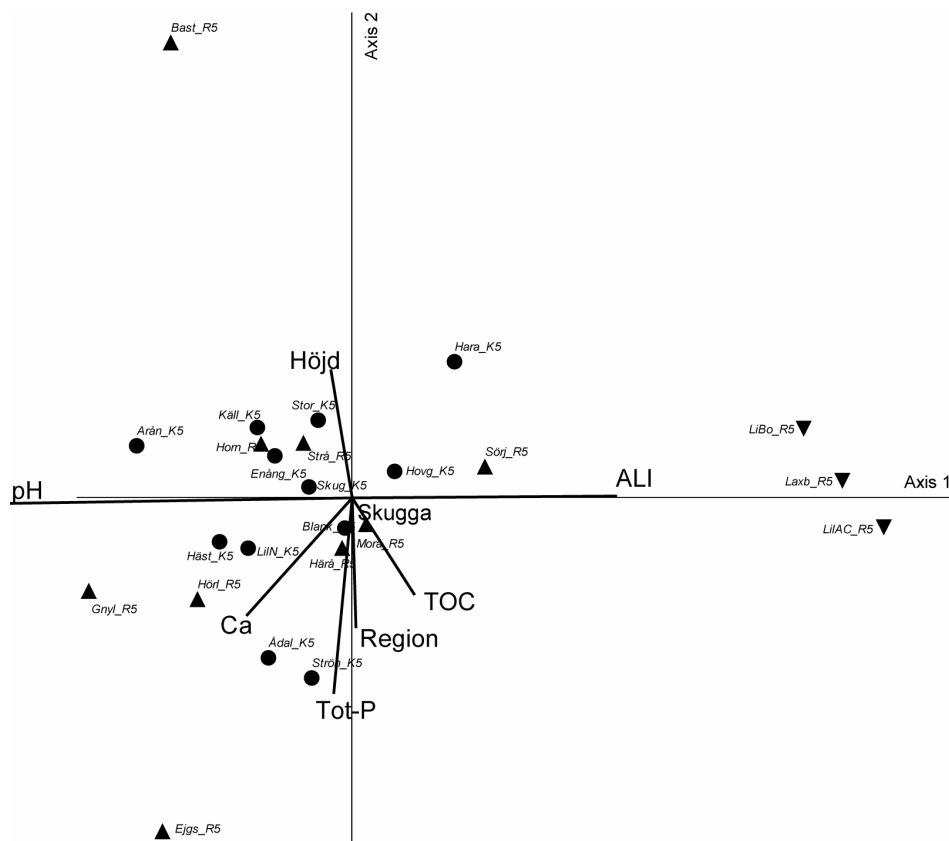
Figur 1. CCA-ordination 2004 med miljövariabler och vattendrag: sur referens (nedåtriktad triangel), neutral referens (uppåtriktad triangel) och kalkat vattendrag (klot).



Figur 2. CCA-ordination 2005 med miljövariabler och vattendrag: sur referens (nedåtriktad triangel), neutral referens (uppåtriktad triangel) och kalkat vattendrag (klot).

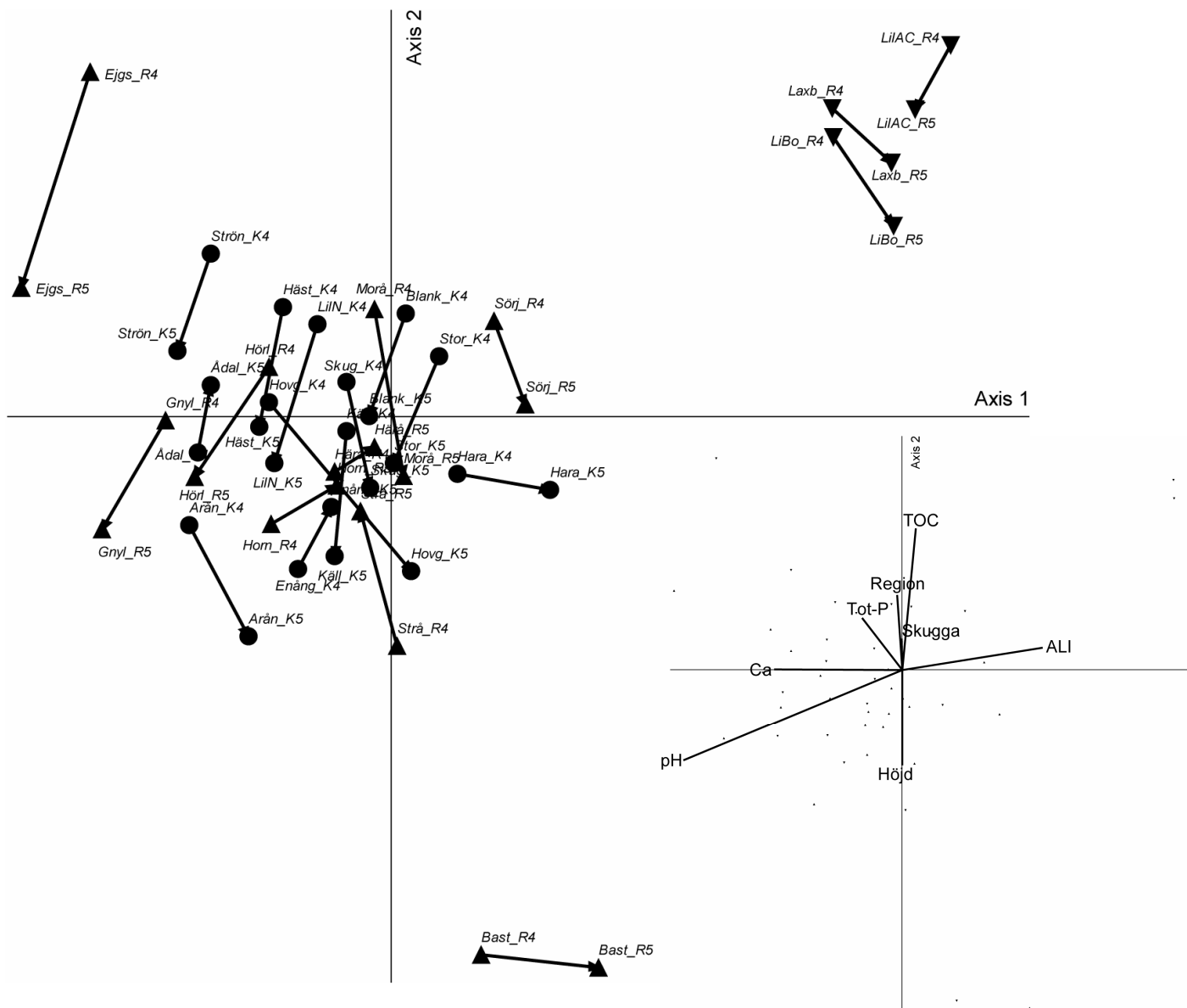


Figur 3. NMS-ordination 2004 med miljövariabler och vattendrag: sur referens (nedåtriktad triangel), neutral referens (uppåtriktad triangel) och kalkat vattendrag (klot).



Figur 4. NMS-ordination 2005 med miljövariabler och vattendrag: sur referens (nedåtriktad triangel), neutral referens (uppåtriktad triangel) och kalkat vattendrag (klot).

I figur 5 förenas varje lokal med en vektor från 2004 till 2005. Dessa pekar huvudsakligen åt samma håll – det verkar alltså finnas ett mönster, vilket kanske också avspeglas i de olika bäst förklarande variabeluppsättningarna (2004 Ali och region och för 2005 altitud, kalcium och TOC) utöver pH, totalfosfor och krontäckning. Skillnaden mellan åren var både signifikant med Mantel test ($p < 0.001$) och MRPP ($p < 0.005$).



Figur 5. NMS-ordination 2004/2005 med vektorer mellan vattendragets 2 prover: sur referens (nedåtriktad triangel), neutral referens (uppåtriktad triangel) och kalkat vattendrag (klot). Nederst till höger visas hur miljövariablerna är riktade i denna ordination.

Indikatorarter

Indikatorarter söktes med ISA på de två årens fullständiga artlistor, eftersom artsammansättningen var signifikant olik enligt resultaten från både Mantel test och MRPP. ISA tittar på skillnaderna inom samma art mellan de två tillfällena. Ibland är det absoluta antalet räknade skal per art litet och endast arter som förekommit i större antal kommenteras här. Resultaten är att betrakta som mycket preliminära och bör bearbetas vidare och stämmas av med andra statistiska metoder.

På hösten utmärkte sig *Eunotia formica* Ehrenberg (EFOR – 39:4) och *Eunotia implicata* Nörpel, Lange-Bertalot & Alles (EIMP – 328:163), uttryckt som totala antalet skal på hösten:totala antalet skal på våren (av ca 10000 skal per säsong). På våren var *Fragilaria gracilis* Oestrup (FGRA – 422:1039) samt *Fragilaria nanana* Lange-Bertalot (FNAN – 13:32) vanligare än på hösten.

SIMPER letar efter likheter inom grupper samt olikheter mellan grupper. I tabell 2 listas de tio arter vilka bidrog med över 2 % var till olikheten mellan vår- och höstsamhället. I denna analys kommer även vanliga arter med – vilka förkommer i varierande halter på vår och höst. Vi har inte funnit belägg för att dessa arter skulle ha uttalade säsongoptimum i kiselalgs litteraturen, men utreder vidare.

Tabell 2. Resultat från SIMPER-analys av skillnaden i artsammansättning mellan våren 2005 och hösten 2004. Endast de 10 första arterna är listade vilka tillsammans förklarar 34 % av olikheten mellan vår och höst.

Arter	Medel abundans (%)		Olikhet (%)	
	Vår 2005	Höst 2004	Bidrag	Kumulativt
ADM12	36.6	29.7	6.77	6.77
EINC	6.68	8.16	4.54	11.3
FGRA	9.95	3.37	3.91	15.2
BNEO	4.49	3.55	3.35	18.6
TFLO	4.59	4.66	3.04	21.6
EIMP	1.56	3.10	2.80	24.4
GEXL	3.91	1.78	2.47	26.9
ERHO	0.83	3.31	2.37	29.3
FCAP	2.86	1.48	2.31	31.6
EMIN	1.38	1.93	2.26	33.8

Medelolikhet = 68.13%

Sammanfattningsvis kan man säga att det finns skillnader i kiselalgsamhället mellan dessa två provtagningstillfällen – men ej om de härrör från påverkan av säsongens vattenkvalitet eller mellanårsvariation i vattenkvaliteten.

Kiselalgsindex

Korrelationer mellan indexen och pH, pH_{min}, Ali, TOC samt Ca kördes separat för varje år. Resultaten presenteras i tabell 3. Eftersom de 3 sura referenserna ger inflation i r-värdet presenteras även mått på korrelationen gällande endast de 21 neutrala vattendragen.

Tabell 3. Korrelationer mellan vattenkemi och kiselalgsindex för 2004 och 2005, dels alla 24 vattendragen och dels bara de 21 neutrala; linjär korrelation (Pearson *r*) samt rank korrelation (Spearman *rho*).

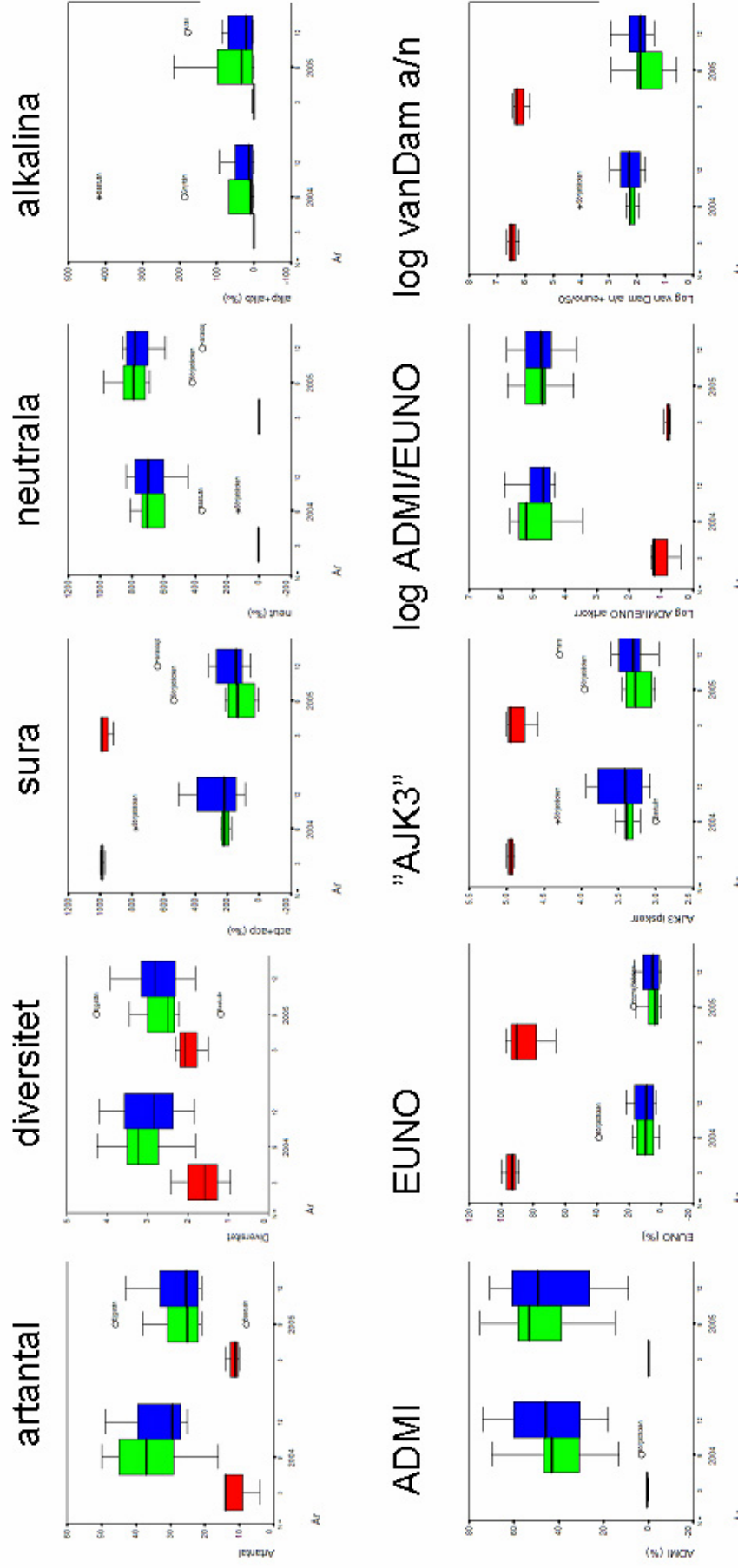
	pH		pH _{min}		ALI		TOC		Ca	
	r	rho	r	rho	r	rho	r	rho	r	rho
<i>2004: alla 24</i>										
AJK3 ipskorr	-0.86	-0.50	-0.84	-0.54	0.83	0.53	0.43			-0.41
Log ADMI/EUNO artkorr	0.93	0.80	0.90	0.71	-0.91	-0.60	-0.54	-0.54		
Log van Dam a/n +euno/50	-0.92	-0.49	-0.89	-0.56	0.90	0.54	0.42			-0.45
<i>2004: 21 neutrala</i>										
AJK3 ipskorr		-0.53								
Log ADMI/EUNO artkorr	0.63	0.62	0.54	0.43						
Log van Dam a/n +euno/50	-0.34	-0.57	-0.43		0.26		0.01			-0.45
<i>2005: alla 24</i>										
AJK3 ipskorr	-0.88	-0.61	-0.67	-0.46	0.73					-0.44
Log ADMI/EUNO artkorr	0.89	0.76	0.74	0.62	-0.78					0.42
Log van Dam a/n +euno/50	-0.90	-0.64	-0.71	-0.51	0.78					-0.45
<i>2005: 21 neutrala</i>										
AJK3 ipskorr										
Log ADMI/EUNO artkorr	0.70	0.64	0.57	0.43						
Log van Dam a/n +euno/50		-0.46								

r - Pearson korrelation, rho - Spearman rankkorrelation, **p<0.001**, *p<0.01*, *p<0.05* och n.s. tom

I figur 6 visas resultaten som boxplottar uppdelade på respektive år samt sura referenser, neutrala referenser och kalkade vattendrag. Här visas hur artantal och diversitet (a,b), de underliggande grupperna för indexen (c-g) samt själva indexen (h-j) varierar för de olika åren och vattendragstyperna.

Både artantal och diversitet är högre och har större spridning på hösten. Grupperna enligt van Dam uppvisar större variation på hösten för de acidofila-bionta algerna i de kalkade vattnen och en större variation på våren för alkalifila-bionta algerna i de neutrala referenserna. ADMI har en större spridning (i neutrala vatten) och EUNO har en större spridning (i sura referenser) på våren än hösten. I de neutrala vattnen finns något mer EUNO med större spridning på hösten än på våren. Alla tre surhetsindexen skiljer klart mellan sura och neutrala vatten, men de ger inte några skillnader mellan kalkade och neutrala referenser.

van Dams grupper



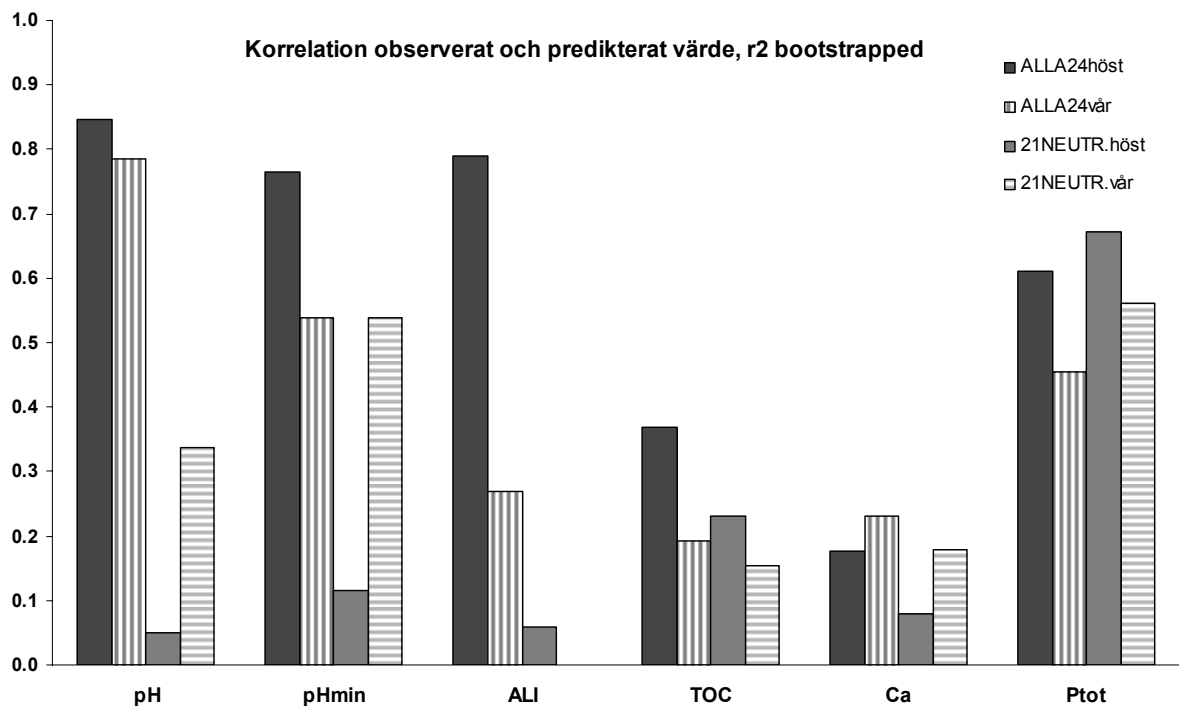
Figur 6. Boxplottar för år 2004 och 2005 samt de tre typerna av vatten (röd - sur referens, grön - neutral referens och blå - kalkat vattendrag):
a) artantal, b) diversitet, van Dams kiselalgsgrupper i % visat i c) acidobionta + acidofila, d) neurofila, e) alkalifila + alkalibionta, f) ADMI (Achnanthydium minutissimum %), g) EUNO (släktet Eunotia %), h) AJK3, i) log ADMi/EUNO (+arter/20), j) log van Dam a/n (+EUNO/50).

WA-modeller

Modeller har skapats för både medel-pH och pH-min båda åren (samtliga vattendrag) för att kunna jämföra kopplingen till vattenkvaliteten. För pH var kvoten $\lambda_1/\lambda_2=1.0$ (höst) och 0.7 (vår) och för pH-min var den 0.9 respektive 0.6. Detta indikerar en bättre koppling till vattenkvaliteten för hösten 2004 jämfört med våren 2005.

Modellernas validitet har uppskattats med korrelationen mellan observerat pH och predikterat pH samt felet i predikterat pH uppskattat genom korsvalidering med bootstrapping. För medel-pH kan en bättre modell skapas baserad på höstprovtagningen, (höst $r=0.92$, vår $r=0.88$) och även modellen för pH-min blir bättre på hösten (höst $r=0.85$, vår $r=0.66$). Felet i predikterat pH blir mellan 0.3-0.5 pH-enheter (RMSEP – root mean square error prediction).

För att jämföra kopplingen mellan algerna och övrig vattenkemin skapades WA-modeller för flera variabler baserat på både höst och vår samt alla 24 vattendragen respektive bara de 21 neutrala vattendragen. I figur 7 visas korrelationen mellan observerade och predikterade värden. WA-modellerna för alla 24 lokalerna ger en god korrelation mellan observerade och predikterade värden (r^2 ca 0.8) för medel-pH, pH-min samt Ali för hösten 2004. Baserat på 24 vårprov kan pH modelleras med liknande precision. pH-min kan modelleras med r^2 ca 0.5 för båda vårdataseten (24 respektive 21). Totalfosfor kan modelleras med r^2 mellan 0.4-0.6 för alla datamaterial. Övriga variabler ger sämre modeller.



Figur 7. Korrelationer mellan observerade och predikterade värden för höst (fylld) och vår (randig) med alla 24 vatten (mörk) respektive 21 neutrala (ljus), r^2 -värden efter korsvalidering med bootsstrapping. Modeller är framtagna för medel-pH, pH-min, Ali, TOC, Ca samt totalfosfor.

SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

- Kiselalgerna har en mycket god koppling till vattnets surhet, vilket visas genom flera multivariata analyser av artsammansättningen. Preliminära surhetsindex har också starka korrelationer med surhet och möjligheten finns att skapa modeller som kan prediktera pH utifrån artsammansättning.
- Kiselalgerna verkar inte påverkas av kalkningen annat än genom själva pH-värdet. I analysen av detta material har vi inte funnit något som indikerar kalkning.
- Höstprov av kiselalger verkar ha en något starkare koppling till vattenkvaliteten än vårprov men det går ej att avgöra om detta beror på själva säsongen eller mellanårsvariationen i kemin (kanske speciellt skillnader i extremkemi).
- Höstproven hade en högre diversitet och artrikedom – om detta beror på den normala säsongsutvecklingen (bättre temperaturförhållanden på hösten samt en längre vegetationsperiod) eller en påverkad vårflora (provtagningen är närmare i tiden till surstötar orsakade av vinterregn och snösmältning) är oklart. Baserat på dessa resultat är det svårt att säga att den ena säsongen är klart bättre än den andra.
- Allmänt rekommenderas att prov tas under sensommar/höst, efter temperaturmax men före höstfloden. I IKEU-programmet vore det intressant att fortsätta följa algsamhället även på våren.
- Den starka kopplingen till vattenkvaliteten och särskilt pH gör att kiselalgerna bör finnas med i basprogrammet.
- Dessutom finns troligen mycket att lära om sambanden mellan kiselalger, bottenfauna och fisk.

ERKÄNNANDEN

Vi tackar Naturvårdsverket, vattenmiljöenheten för finansiering och stöd samt personalen på IMA (SLU) för kemianalyser (inklusive tillgången till preliminära resultat redan i september) och personalen på ITM (SU) för aluminium-fraktionering.

REFERENSER

- Andrén, C. & Jarlman, A. 2005. Delrapport I: Bentiska kiselalger som surhetsindikatorer i vattendrag. Rapport till Naturvårdsverket maj 2005. 24 sidor – *samt i reviderad form i denna rapport's första del.*
- Cemagref. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. Cemagref, Lyon, 218 sidor.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2001. PRIMER v5: User Manual /Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK. 91 sidor.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345–366.
- Eloranta, P. & Soininen, J. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology* **14**:1-7.
- Juggins, S. 2005. C2 Software for Ecological and Palaeoecological Data Analysis and Visualisation. User Guide Version 1.3. (programversion 1.4 dock). University of Newcastle, Newcastle, UK. 69 sidor.
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* **7**:433-444.
- Kelly, M.G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrofication in rivers. *Water Research* **32**:1, 236-242.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, USA, 237 sidor.
- Prygiel, J. & Coste, M. 2000. Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'indice Biologique Diatomées NF T 90-354. Etude Agences de l'Eau-Cemagref Bordeaux.
- ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, USA, 500 sidor.
- van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **28**(1): 117-133.