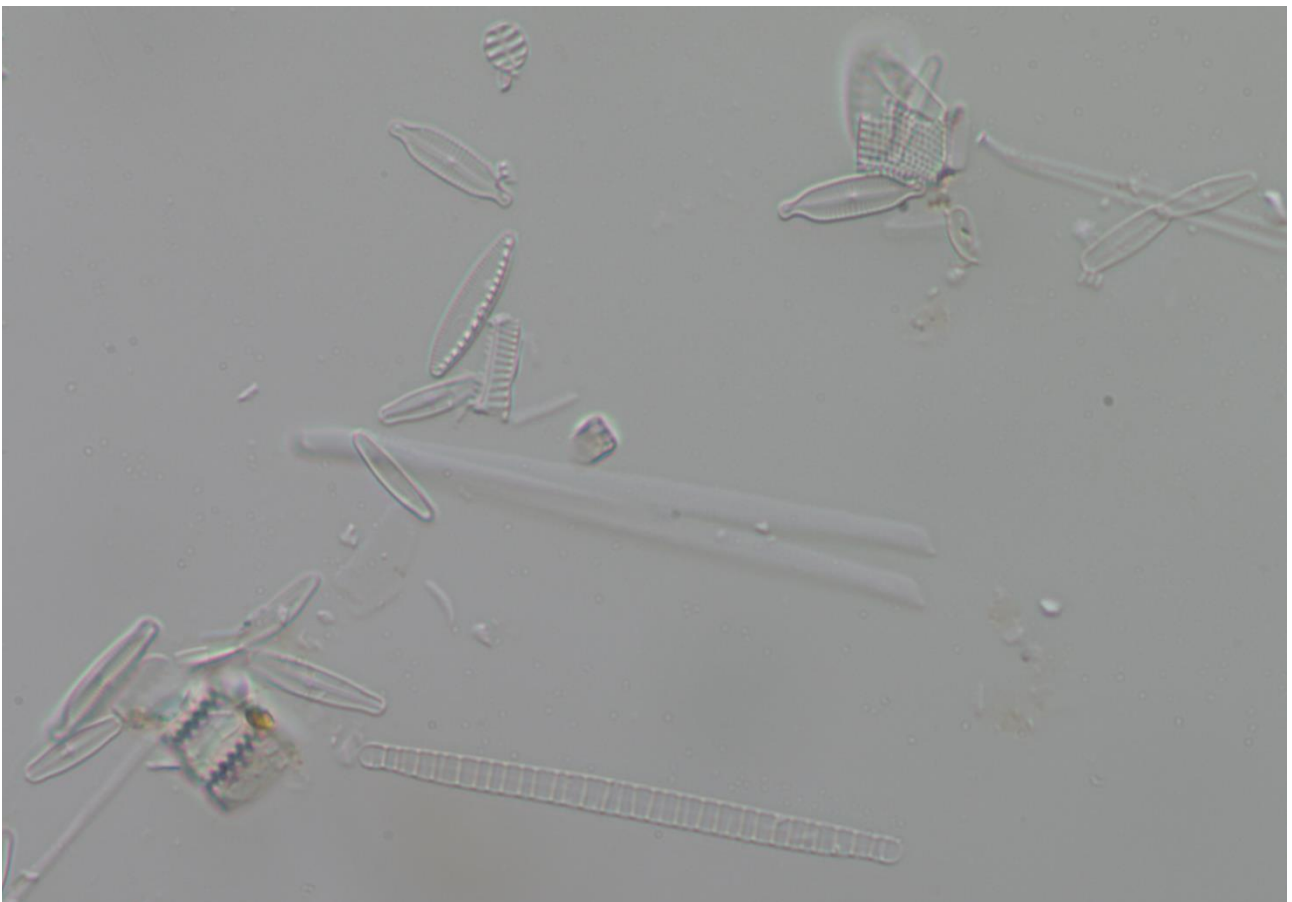


Analys av kiselalger från LKAB, Kiruna Utvärdering av tidsserien i Luossajokisystemet 2010-2014

Maria Kahlert, Eva Herlitz & Isabel Quintana



Analys av kiselalger från LKAB, Kiruna
Utvärdering av tidsserien i
Luossajokisystemet 2010-2014

Maria Kahlert, Eva Herlitz & Isabel Quintana

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

Omslagsillustration/omslagsfoto: Kiselalgssamhälle på lokalen Luossajoki, Utloppet Yli Lombolo KVA28. Foto: Eva Herlitz

*Tryck: Institutionen för vatten och miljö, SLU
Uppsala, 2014-11-13*

Innehåll

Bakgrund	7
Metoder	7
Provtagningslokaler.....	7
Klassning av kiselalgsresultaten	8
Kiselalgsmetoden.....	9
Resultat	11
Kiselalgssamhällets sammansättning 2010-2014.....	11
Antal taxa, diversitet, andel deformerade skal och taxa toleranta mot miljögifter ..	13
Ekologisk statusklassning.....	17
Surhetsgrupp och risk för försurning	20
Litteratur	22

Bakgrund

LKAB har låtit undersöka Luossajokisystemet, där Luossajoki, Tuollujoki och Pahtajoki söder om Kiruna ingår, med avseende på kiselalger. Undersökningen är en del i den biologiska inventeringen av en förändring av LKAB:s verksamhet. LKAB:s verksamhetsförändring innebar bland annat att sjön Luossajärvis utlopp stängdes och vattnet istället pumpas ut till Luossajoki, vilket ledde till att vattenmängden från sjön Luossajärvi till Luossajoki minskade efter 2010. Kiselalgsdata finns för 2010-2014. Undersökningen genomfördes 2010 av Hushållningssällskapet Rådgivning Nord AB, 2012-2014 av Sweco Environment AB, och 2011 utförde Länsstyrelsen i Norrbotten provtagning av vissa lokaler (tabell 1, figur 1). 2010 utfördes kiselalgsanalysen av Sten Backlund, Frustulia HB, och 2011-2014 av Institutionen för vatten och miljö, SLU i Uppsala. Kiselalgernas artsammansättning analyserades samt närings- och försurningsstatus klassades enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Utöver detta analyserades 2011-2014 även andel deformerade kiselalgsskal, totalt artantal, diversitet och andel toleranta kiselalgstaxa enligt den preliminära screeningindikator som är framtagen i samband med den regionala miljöövervakningen.

Den föreliggande rapporten sammanfattar resultaten och analyserar utvecklingen över tid.

Metoder

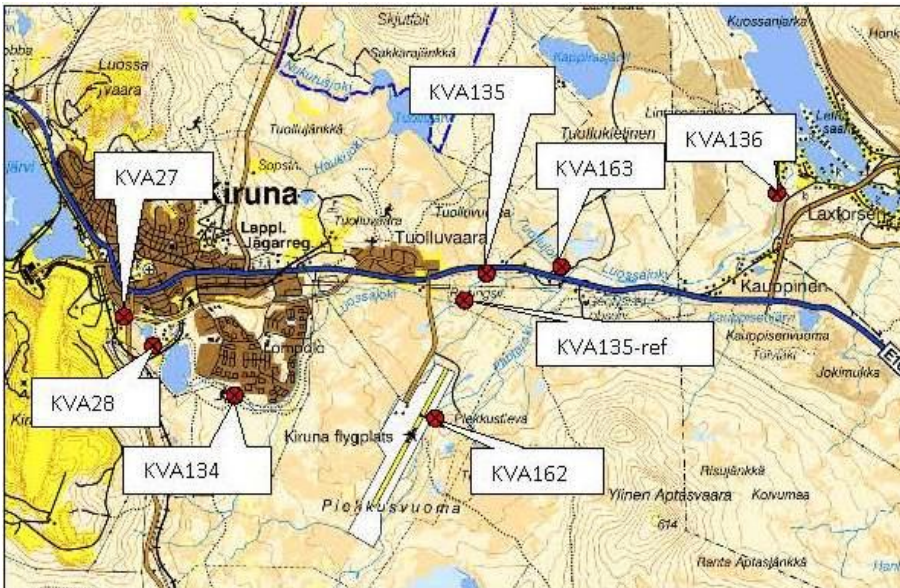
Provtagningslokaler

Tabell 1. Kiselalgslokaler i undersökningen.

Vattendrags- namn	Lokalnamn	Lokal ID	Tidigare Lokal ID	X lokal- koordinater (RT 90)	Y lokal- koordinater (RT 90)	Provtagen (år)
Luossajoki	Uppströms Yli Lombolo	KVA27	KEP31, Lu1	7534434	1686120	2010, 2012-2014
Luossajoki	Utloppet Yli Lombolo	KVA28	KEP32, Lu2	7533911	1686762	2012-2014
Luossajoki	Nedströms Ala-Lombolo	KVA134	Lu3	7533360	1687586	2010-2014 (*)
Luossajoki	Nedströms reningsverket	KVA135	Lu4	7535045	1692992	2010-2014 (*)
Luossajoki	Uppströms reningsverket	KVA135- ref	Lu4-Ref	7534548	1691683	2012-2014
Luossajoki	Luossajoki nedströms	KVA136	Lu5	7536308	1697052	2010, 2012-2014
Pahtajoki	Vid flygplatsen	KVA162	Pa1	7532630	1691211	2010, 2012-2014
Tuollujoki	Uppströms sammanflödet med Luossajoki	KVA163	Tu1	7535252	1693612	2010, 2012-2014

**2011 togs prover inte direkt på samma lokal, utan för Lu3 på två närliggande lokaler, och för Lu4 på en närliggande lokal; Lu3 flyttades 2011 till det nuvarande läget.*

Detaljerat provtagningsinformation kan hittas i de underliggande rapporterna (Linnér 2010, Kahlert et al. 2011, 2012, 2013).



Figur 1. Provtagningslokaler för kiselalger i Luossajokisystemet. Lu4-Ref utgör Kiruna kommuns referensstation, övriga ingår i LKAB:s provtagning.

Provlokal KVA27 i Luossajoki är belägen strax nedströms utloppet från kulverten vid Luossajärvis södra del och övervakas eftersom den borde återspegla förändringarna i flödet samt vattenkemi från Luossajärvi. KVA28 är belägen nedströms utloppet från Yli Lombolo och övervakas eftersom den antas återspegla vattenkemin i denna sjö. KVA134 är belägen ca 400 m nedströms utloppet från Ala-Lombolo och borde återspegla vattenkemin i denna sjö. KVA135 är belägen nedströms utloppspunkten från avloppsreningsverket och övervakas eftersom lokalen är påverkad av både reningsverket och eventuella föroreningar från gruvverksamheten uppströms. För att särskilja reningsverkets påverkan övervakas även KVA135-ref, som ligger ca 420 m uppströms utloppspunkten från avloppsreningsverket. KVA136 är belägen cirka 1 kilometer uppströms utloppet i Torne älv. Lokalen skiljer sig relativt mycket från de övriga lokalerna vad gäller vattenföring. Bäckens är både bredare (10 m) och djupare (medeldjup av cirka fem decimeter) än lokalerna uppströms. Lokalen KVA162 i Pahtajoki ligger öster om flygplatsen och övervakas för att påvisa eventuell påverkan av flygplatsen. Lokalen KVA163 i Tuollujoki ligger strax uppströms sammanflödet med Luossajoki och övervakas som referenspunkt eftersom den inte påverkas av gruvverksamheten.

Klassning av kiselalgsresultaten

Beräkning av kiselalgsindex, klassindelning, tolkning av resultat och rapportskrivning har gjorts av Maria Kahlert. Klassning av kiselalgsresultaten gjordes enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007), där "Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för påväxt – kiselalger i vattendrag" (Kahlert, M., Andrén, C. & Jarlman, A. 2007) ingår.

Även det nya hjälpindexet "Preliminär screeningindikator" beräknades enligt "Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten" (Kahlert 2012a). Indexet indikerar "hög eller

mycket höga” halter av tungmetaller (Cu, Zn, Cd, Pb) enligt Naturvårdsverkets indelning (1999) alternativt förekomst av bekämpningsmedel.

Kiselalgsmetoden

Bedömning av vattenkvaliteten grundar sig på två olika index: **IPS** (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982) och **ACID** (ACidity Index for Diatoms, André & Jarlman 2007), samt två stödparametrar: **%PT** (andelen skal från föroreningstoleranta arter) och **TDI** (Trophic Diatom Index) (Kelly 1998).

IPS visar påverkan av näringsämnen och organisk förorening, **%PT** indikerar organisk förorening och **TDI** indikerar eutrofiering. **IPS** används för att ta fram vattenkvalitetsklassen medan stödparametrarna används för att få en säkrare bedömning.

Indelning i **IPS**-klasser har gjorts enligt tabell 2. **IPS-indexet** sträcker sig mellan 1 och 20. Osäkerhetsintervallen för **IPS**-resultat lika med eller över 13 ligger inom en **IPS** enhet (dvs. ± 0,5 enheter), för **IPS**-resultat under 13 inom 2 enheter (dvs. ± 1 enhet). När gränsen för osäkerhetsintervallet av **IPS**-resultatet överskrider värdet för nästa klassgräns är klassningen osäker och vattendraget ligger mellan två klasser.

Tabell 2. Bedömning av eutrofiering och organisk föroreningpåverkan med hjälp av kiselalgsindexet **IPS** (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982), **TDI** (Trophic Diatom Index) och **%PT** (andelen föroreningstoleranta skal) (Kelly 1998) fungerar som stödparametrar till **IPS**.

klass	status	IPS-värde	EQR-värde	%PT	TDI
1	hög	≥17,5	≥ 0,89	< 10	< 40
2	god	14,5-17,5	0,74-0,89	< 10	40-80
3	måttlig	11-14	0,56-0,74	< 20	40-80
4	otillfredsställande	8-11	0,41-0,56	20-40	> 80
5	dålig	<8	< 0,41	> 40	> 80

ACID-indexet visar på surhet. Surhetsindexet ska emellertid inte användas för att ändra vattenkvalitetsklassen. Surhetsindexet grupperar nämligen endast vattendraget i en pH-grupp och surheten kan vara naturlig. **ACID**-indelningen i en surhetsgrupp görs enligt tabell 3. Osäkerhetsintervallet beräknas som **ACID** ± 10%.

$$\text{Surhetsindex ACID (BG)} = [\log((\text{ADMI}/\text{EUNO})+0,003)+2,5] + [\log((\text{circumneutrala}+\text{alkalifila}+\text{alkalibionta})/(\text{acidobionta}+\text{acidofila})+0,003)+2,5]$$

En täljare eller nämnare = 0 ersätts med 1, när relativa abundansen uttrycks som procent. I Omnidia anges den relativa abundansen av van Dams grupper i promille, varvid 0 ersätts med 10.

Tabell 3. Bedömning av pH-regim i vattendrag med hjälp av kiselalger (surhetsindex ACID, ACidity Index for Diatoms, André & Jarlman 2007). Indelning görs i fem pH-grupper.

pH-grupp	beteckning	pH (medelvärde för 12 månader före provtagning)	pH-minimum	surhetsindex ACID
A	alkaliskt	≥ 7,3		≥ 7,5
B	nära neutralt	6,5-7,3		5,8-7,5
C	måttligt surt	5,9-6,5	< 6,4	4,2-5,8
D	surt	5,5-5,9	< 5,6	2,2-4,2
E	mycket surt	< 5,5	< 4,8	< 2,2

Referensvärden och klassgränserna för både IPS och ACID är desamma i hela landet.

Bedömning med hjälp av det nya hjälpindexet "Preliminär screeningindikator" enligt "Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten" (Kahlert 2012a) grundar sig främst på andelen missbildade kiselalgsskal och antalet taxa. Bedömningen kan stödjas av andelen av vissa toleranta taxa (box 1), en tendens till tydliga och sällsynta deformationer samt diversiteten i ett prov.

Box 1: Preliminär* screeningindikator för "höga eller mycket höga" halter av tungmetaller (Cu, Zn, Cd, Pb) enligt Naturvårdsverkets indelning (1999) ELLER förekomst av bekämpningsmedel

- andel missbildade skal > 1 %
eller
- antal taxa < 20**

2/3 av alla vattendrag med "höga eller mycket höga" halter av Cu, Zn, Cd eller Pb och även 2/3 av alla vattendrag med påverkan av bekämpningsmedel upptäcktes. 1/3 upptäcktes inte (*false negative error, type II error* = 0,33).

20 % av vattendragen utan påverkan av tungmetaller identifierades med metoden som felaktigt påverkade (*false positive error, type I error* = 0,2).**

Misstänkt metallpåverkan kan i vissa fall styrkas av

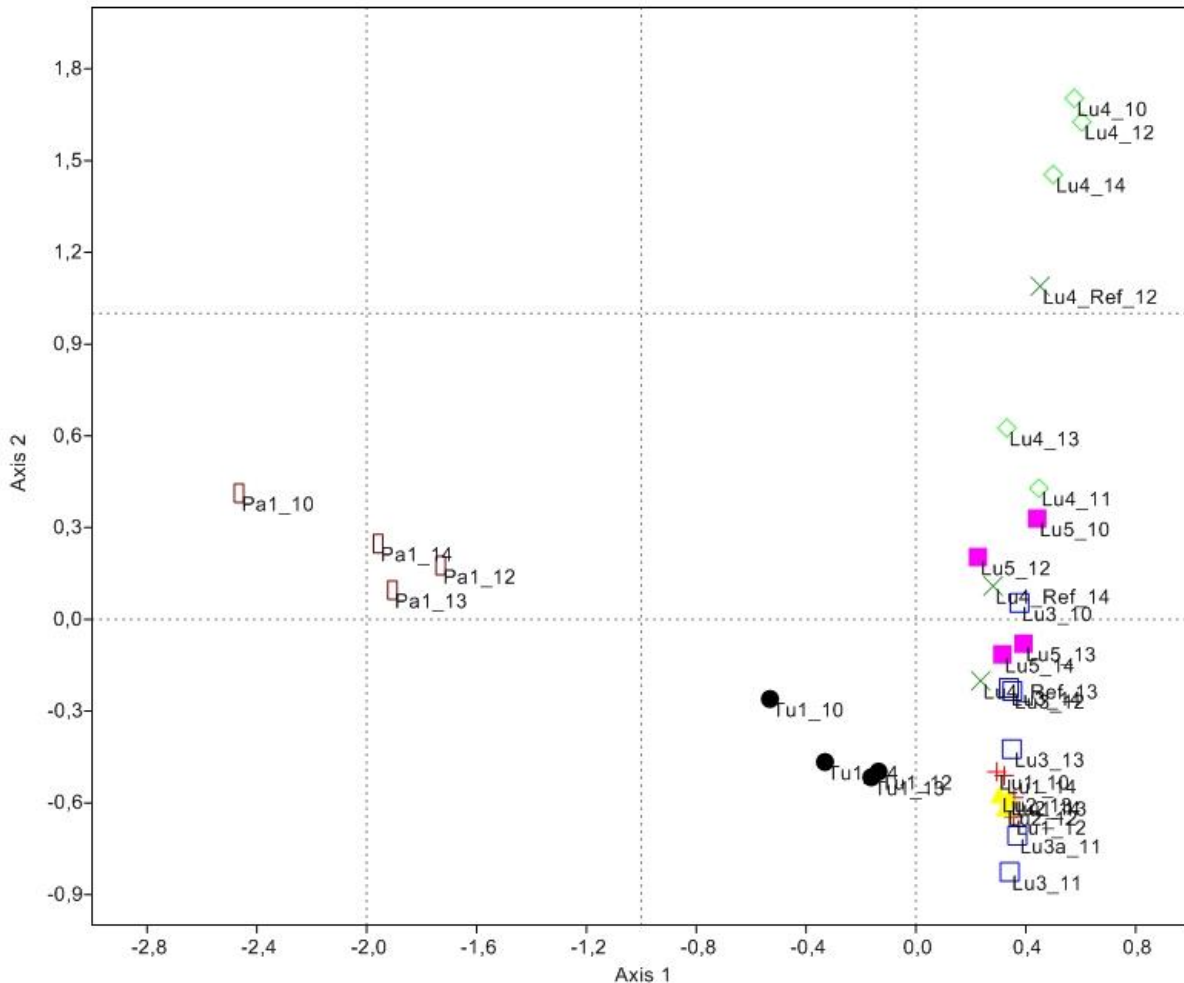
- > 50 % av *Achnantheidium minutissimum*- gruppen, *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot, *Fragilaria gracilis* Østrup, *Eunotia steineckii* Petersen, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing, *Eunotia exigua* (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst och *Eunotia incisa* Gregory plus *Eunotia spec.* Dalarna (fig. 8)
- tendens till tydliga och sällsynta deformationer
- diversitet < 2 (Shannon)

* Observera att indikatorn är preliminär eftersom det underliggande datamaterialet fortfarande inte är stort, mer undersökningar från fler vattendrag behövs!

** Observera att antal taxa < 20 och andra tecken på stress kan vara resultat av annan påverkan än tungmetaller eller bekämpningsmedel!

Resultat

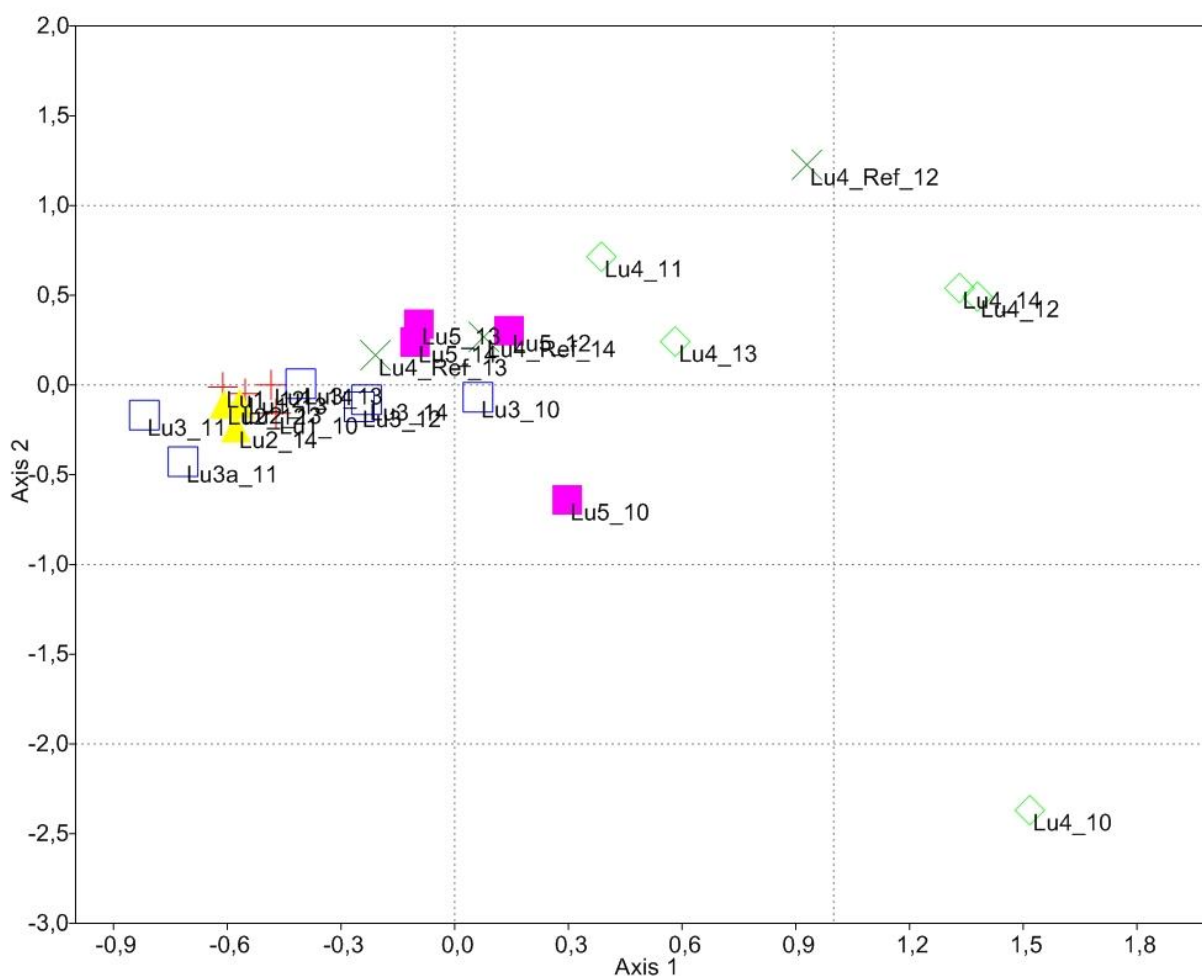
Kiselalgssamhällets sammansättning 2010-2014



Figur 2. Likhet mellan kiselalgssamhällen på olika stationer och år. Ju närmare punkter ligger i grafen desto större likhet har de. Till grund ligger en Correspondence analysis (CA). Luossajoki (Lu), Pahtajoki (Pa) och Tuollujoki (Tu), 2010-2014.

Kiselalgssamhällena i de tre vattendragen Luossajoki, Pahtajoki och Tuollujoki skiljer sig mera åt mellan vattendrag än mellan år (figur 2), dvs. varje vattendrag har sitt typiska samhälle. De vanligast förekommande kiselalgerna i Luossajoki var *Achnantheidium minutissimum* (grupp II med en medelbredd på 2,2-2,8µm), *Diatoma tenuis* C.Agardh, *Diatoma moniliformis* Kützing, *Staurisira pinnata* Ehrenberg och *Encyonema minutum* (Hilse in Rabenh.) D.G.Mann in Round & al.. I Pahtajoki var *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot vanligast, följt av *Fragilaria gracilis* Østrup, *A. minutissimum*, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing och *Rossithidium nodosum* (A. Cleve) Aboal. I Tuollujoki var *A. minutissimum* vanligast, följt av *F. gracilis*, *B. neoexilis*,

Rossithidium pusillum (Grun.) Round & Bukhtiyarova och *Encyonopsis perborealis* Krammer. Medan fyra av de fem vanligaste taxa i Luossajoki brukar förekomma när det finns något mera näring i vattnet tyder de vanligaste taxa i Pahtajoki och Tuollujoki på näringsfattiga förhållanden. De flesta taxa tyder på ett pH som är ganska neutralt, med undantag av *B. neoexilis* och *T. flocculosa* som förkommer i surare vatten, vilket innebär att Pahtajoki och Tuollujoki troligtvis är något surare än Luossajoki. De flesta av dessa vanliga taxa lever vanligtvis fastsittande med undantag av *Diatoma* arterna, *S. pinnata* och *T. flocculosa* som betecknas som tychoplanktiska. Tychoplanktisk betyder att de ibland kan förekomma i plankton, vanligen som kolonier. Detta levnadssätt tyder på relativt lugna förhållanden på provtagningsplatsen eller att det finns en sjö uppströms.

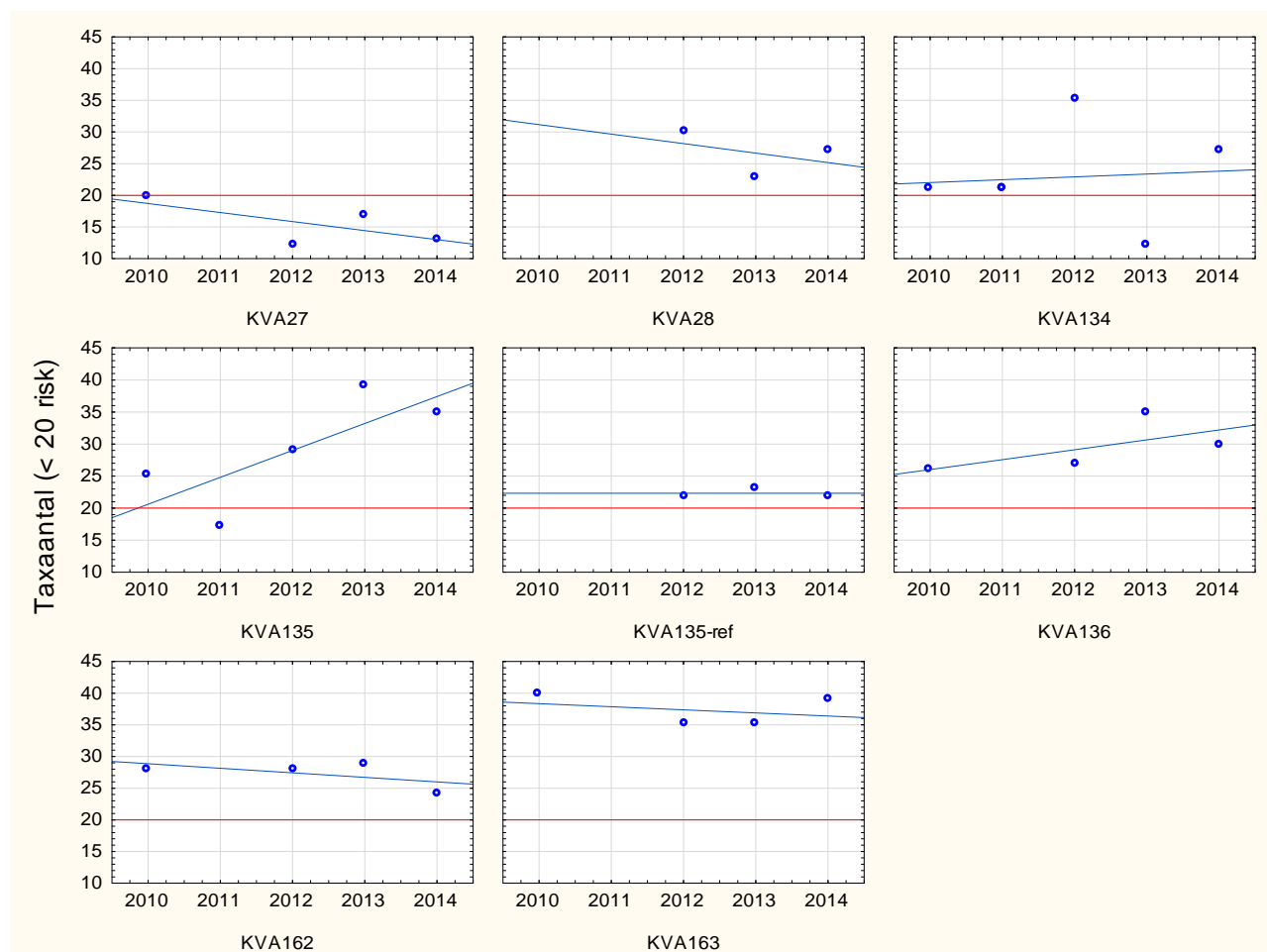


Figur 3. Likhet mellan kiselalgssamhällen mellan stationer och år. Ju närmare punkter ligger i grafen desto större likhet har de. Till grund ligger en Correspondence analysis (CA). Luossajoki (Lu), 2010-2014.

Även inom Luossajoki skiljer sig de flesta lokaler mera åt mellan stationer än mellan år, men den temporala variationen skiljer sig mellan stationerna. Medan KVA27 och KVA28 har väldigt lika samhällen som varierar mycket lite mellan åren, varierar de andra fyra stationer mera mellan år. Det finns dock ingen trend i mellanårsvariation, kiselalgssamhället utvecklas alltså inte i någon tydlig

riktning. Troligtvis är den temporala variationen i vattenkemi större på stationerna nedströms Ala-Lombolo (KVA134, 135, 135-ref, 136) än uppströms (KVA27, 28).

Antal taxa, diversitet, andel deformerade skal och taxa toleranta mot miljögifter



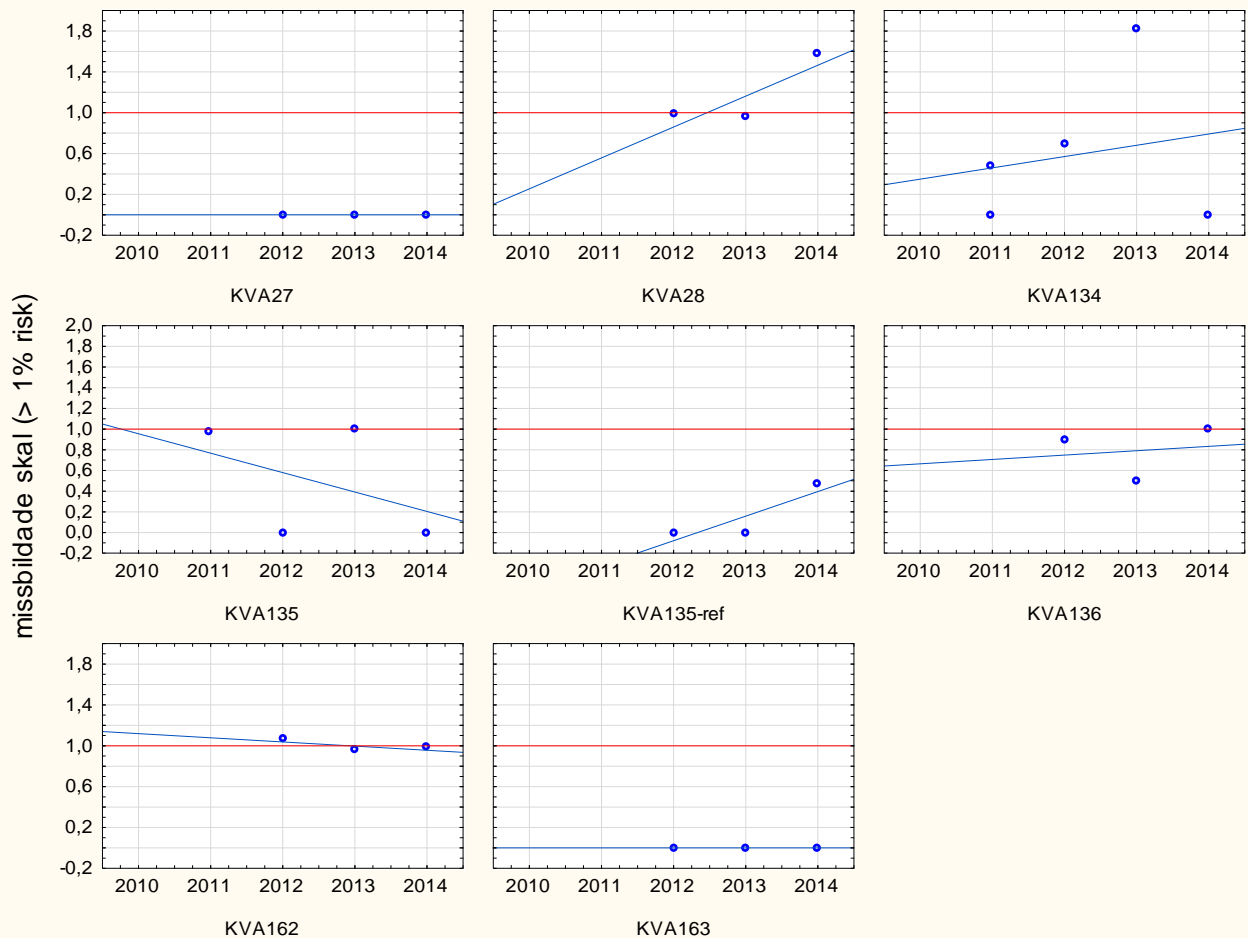
Figur 4. Antal kiselalgstaxa i Luossajokisystemet 2010-2014.

I 90 % av alla vattendrag i Sverige återfinns mellan 20 och 80 kiselalgstaxa när standardmetoden används (≥ 400 räknade skal, Kahlert 2011a). I de undersökta vattendragen hittades 12-40 kiselalgstaxa per prov (figur 4) vilket betyder att artantalet vissa år klassas som relativt lågt på en del lokaler. Detta tyder på en störning av något slag (Kahlert 2012a), framförallt på lokalen KVA27 där artantalet är genomgående lågt. Även lokalerna KVA134 och 135 har vissa år ett mycket lågt taxaantal (under 20). Lokalen KVA135-ref har genomgående ett ganska lågt artantal, dock inte under 20. Det finns inga tydliga trender för åren 2010-2014, förutom möjligen på KVA135 där antalet taxa verkar öka.



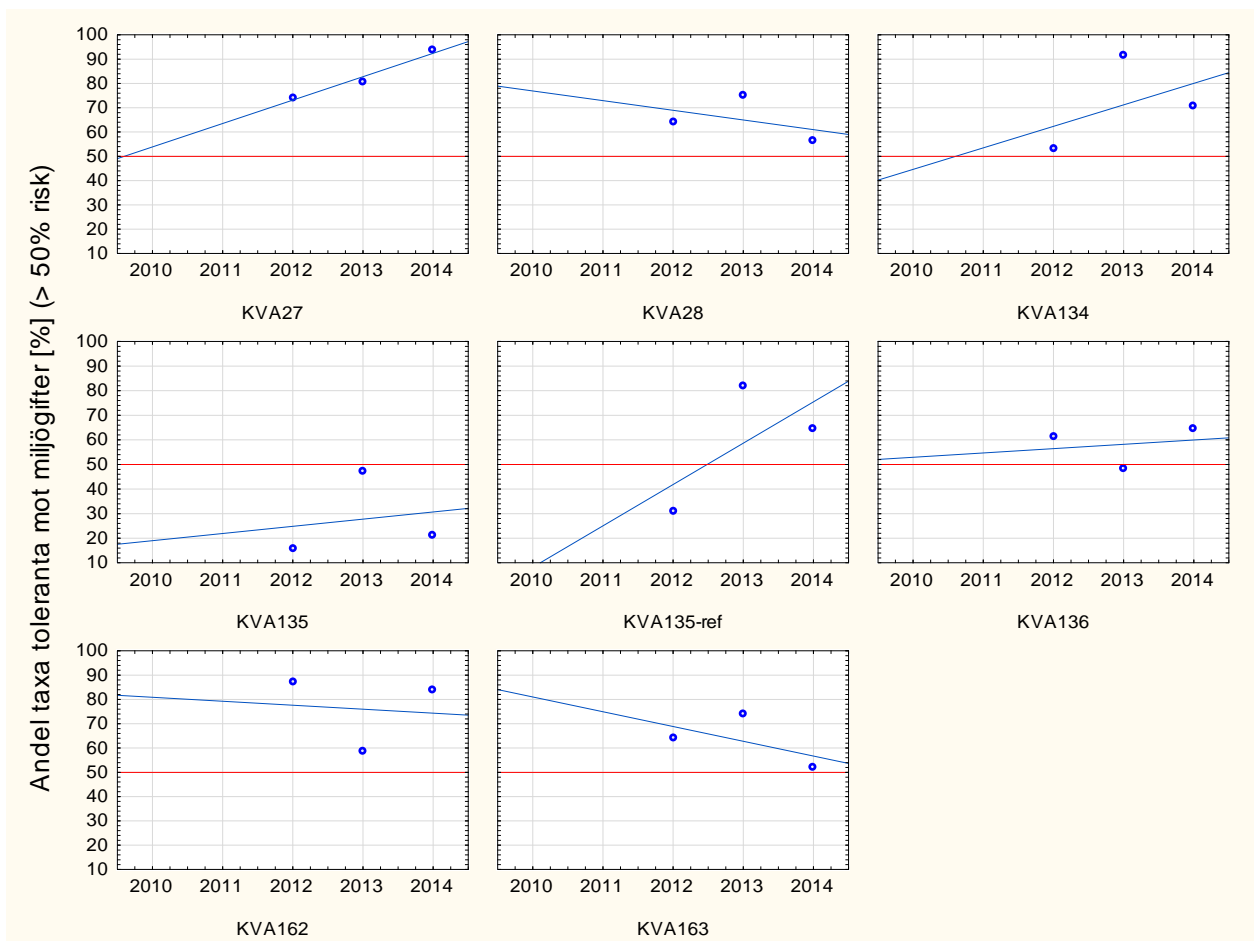
Figur 5. Diversitet (Shannon 1948) i Luossajokisystemet 2010-2014.

90 % av alla vattendrag i Sverige har en diversitet (Shannon diversitet (Shannon1948)) som ligger mellan 1,5 och 5 (Kahlert 2011a), och en diversitet under 2 tyder på en störning av något slag, ofta orsakat av miljögifter (Kahlert 2012a). Diversiteten vid de undersökta provtagningsplatserna låg mellan 0,6 och 3,89 (figur 5) vilket betyder att diversiteten vissa år klassas som relativt låg på en del lokaler. Detta tyder på en störning av något slag, återigen, framförallt på lokalen KVA27 där diversiteten är genomgående låg. Även lokalerna KVA28, 134 och 135-ref har alla en mycket låg diversitet under 2, alla under samma år 2013. Inga tydliga trender är synbara 2010-2014.



Figur 6. Andelen deformerade kiselalgsskal i Luossajokisystemet 2010-2014.

Andelen deformerade skal i föreliggande undersökning var mellan 0 och 1,8% (figur 6). Inom den nationella miljöövervakningen var, i en pilotstudie, andelen deformerade skal i genomsnitt 0,1%. I pesticidpåverkade vatten hittades i medeltal 0,36% och i metallpåverkade vatten 5% deformerade skal (Jan-Ers 2009). I Storbritannien konstaterades att andelen deformerade skal sällan överstiger 1% (Kelly 2007). En ny svensk studie visar att den genomsnittliga andelen deformerade kiselalgsskal i tungmetallpåverkade vattendrag ligger kring $2,7\% \pm 5,1\%$ (Kahlert 2012). I den studien föreslås en gräns på 1% för att upptäcka åtminstone 2/3 delar av de kraftigt metallpåverkade vattendragen med minsta möjliga risk att klassa fel (felet är ca 20%). Med detta mått klassas KVA28 (2014) KVA134 (2013) som troligtvis påverkade av tungmetaller eller pesticider. KVA28 är den station som har den genomsnittligt högsta andelen missbildade skal och även de andra undersökta åren ligger den på gränsen till att klassas som påverkad då andelen missbildade skal är 1%. Även KVA135, 136 och 162 uppvisar flera år värden som ligger på gränsen till att indikera en giftpåverkan. I både KVA28 och 135 föll ett av skalen i kategorin ”sällsynta deformationer” (enligt Kahlert 2012). I KVA28 och 135 samt 134 föll även mer än 50 % av de missbildade skalen i kategorin ”tydlig”, vilket kan vara ett tecken på någon typ av miljöpåverkan (Kahlert 2012). Inga tydliga trender är synbara 2010-2014.



Figur 7. IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982) i Luossajokisystemet 2010-2014.

Nästan samtliga provtagningsplatser hade en andel taxa toleranta mot miljöpåverkan som var högre än 50 %. Enda undantaget var KVA135 (figur 7). Observera att samma taxa även brukar förekomma under andra förhållanden, t.ex. när kiselalgssamhället störs av höga flöden mm. För lokalerna i Luossajoki och Tuollujoki utgör *A. minutissimum* den största andelen av dessa toleranta taxa i provet. I Pahtajoki finns dessutom också *F. gracilis* och *B. neoexilis* som anses vara toleranta mot framförallt tungmetaller. *A. minutissimum* är känd som en snabb nykolonisatör efter en störning. Det innebär att lokaler där *A. minutissimum* dominerar (> 70%) är svåra att statusklassa, eftersom den rikliga förekomsten av denna taxon mest tyder på en föregående störning och är mindre kopplade till vattenkemin. Det i sin tur betyder att KVA27 verkar ha en permanent störning av något slag, samt att den ekologiska statusklassningen för året 2013 inte är tillförlitlig för alla lokaler uppströms reningsverket eftersom *A. minutissimum* dominerade då. Det är oklart varför detta taxon är så mycket vanligare 2013 jämfört med andra år, men en anledning skulle kunna vara höga flöden eller annan störning innan provtagning som kan ha gynnat denna tidiga kolonisatör.

Ekologisk statusklassning

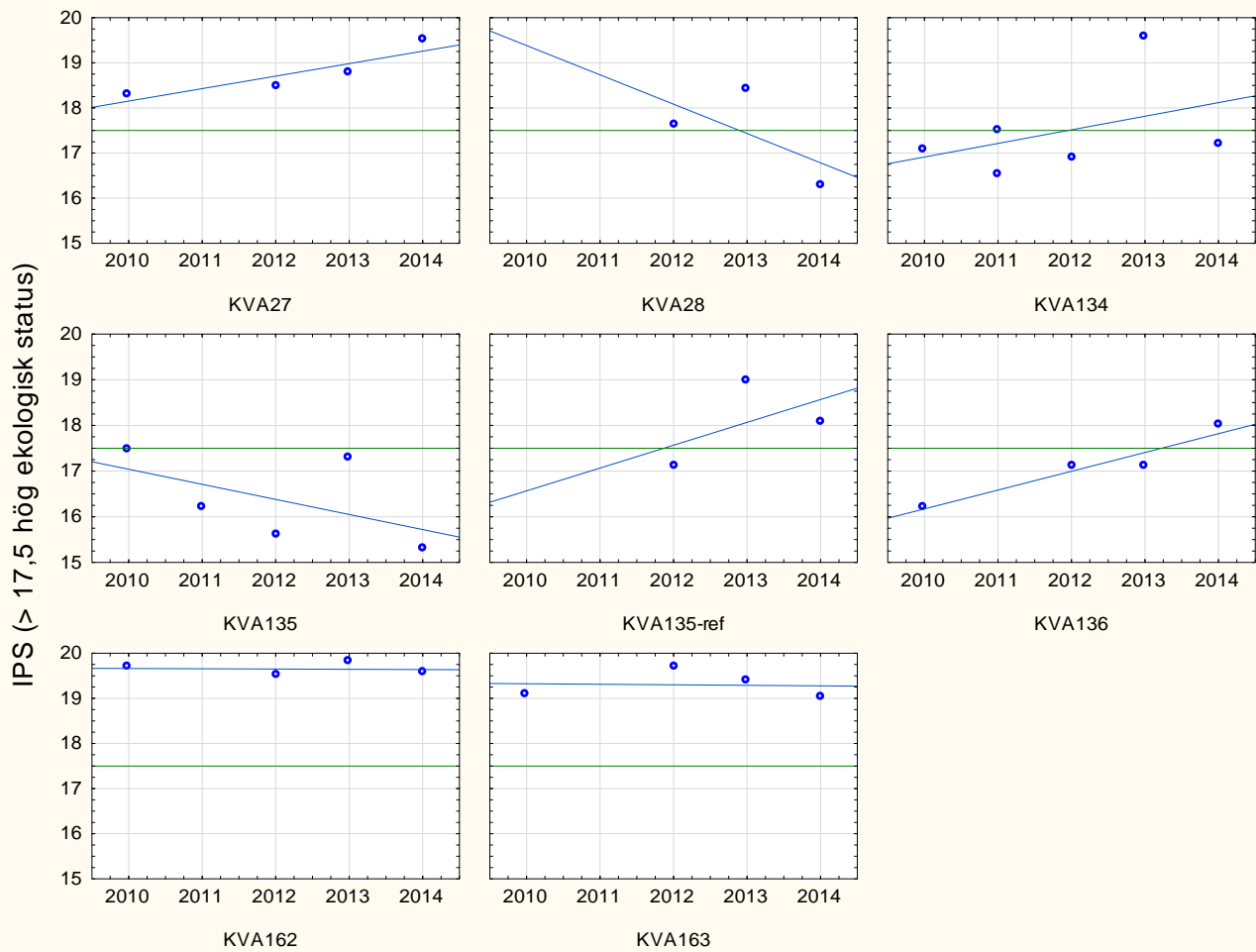
Tabell 4. Ekologisk statusklass för de undersökta vattendragen baserat på kiselalgssammansättningen (bedömning av närings- & organisk påverkan med IPS). H=hög, G=god, M=måttlig ekologisk status. * stödparametrarna (TDI, %PT) indikerar lägre status. + Screening för miljögifter indikerar lägre status(+), möjligtvis lägre status.- inga data.

Vattendrag	Lokal	2010	2011	2012	2013	2014
Luossajoki Uppströms Yli Lombolo	KVA27	H+	-	H+	H+	H+
Luossajoki Utloppet Yli Lombolo	KVA28	-	-	H(+)	H+	G+
Luossajoki Nedströms Ala-Lombolo	KVA134	G	G/H	H	G+	H
Luossajoki Nedströms reningsverket	KVA135	H*	G+	G	G	G
Luossajoki Uppströms reningsverket	KVA135-ref	-	-	H	G+	G
Luossajoki nedströms	KVA136	H*	-	H*	H*	G(+)
Pahtajoki Vid flygplatsen	KVA162	H	-	H+	H(+)	H(+)
Tuollujoki Uppströms sammanflödet med Luossajoki	KVA163	H	-	H	H	H

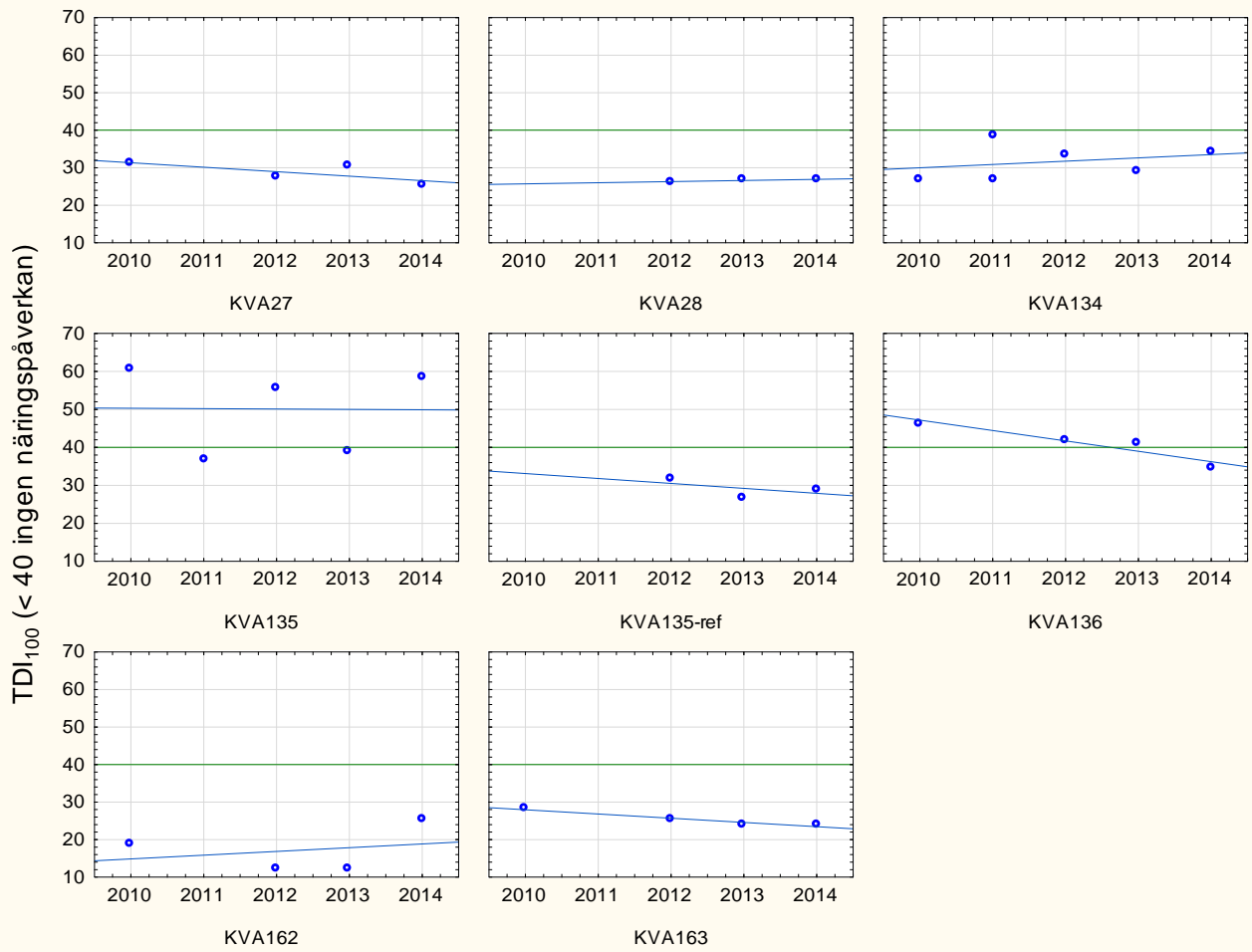
Sammanfattningsvis sett över 2010-2014 hamnar den ekologiska statusklassen, bedömd med kiselalgernas sammansättning enligt standardmetoden, för hela Luossajokisystemet mellan hög och god status, vilket tyder på en låg påverkan av näring och lättnedbrytbara organiska substanser (tabell 4). Dock är Pahtajoki och Tuollujoki samt den första stationen i Luossajoki troligtvis mera näringsfattig än resten av lokalerna i Luossajoki. Framförallt KVA135 nedströms reningsverket är tydligt påverkat av både näring och organiska substanser.

I Tuollujoki visar alla parametrar på hög ekologisk status och ingen påverkan av miljögifter verkar föreligga. Pahtajoki däremot har en hög ekologisk status med avseende till närings- & organisk påverkan, men screeningen för miljögifter visar på en tydlig påverkan 2012, och en möjlig påverkan 2013-2014. Samma gäller för Luossajokis lokal KVA27, som verkar vara ännu mera påverkad. De övriga lokalerna visar alla på högre näringshalter än dessa tre lokaler. Den största påverkan finns direkt nedströms reningsverket.

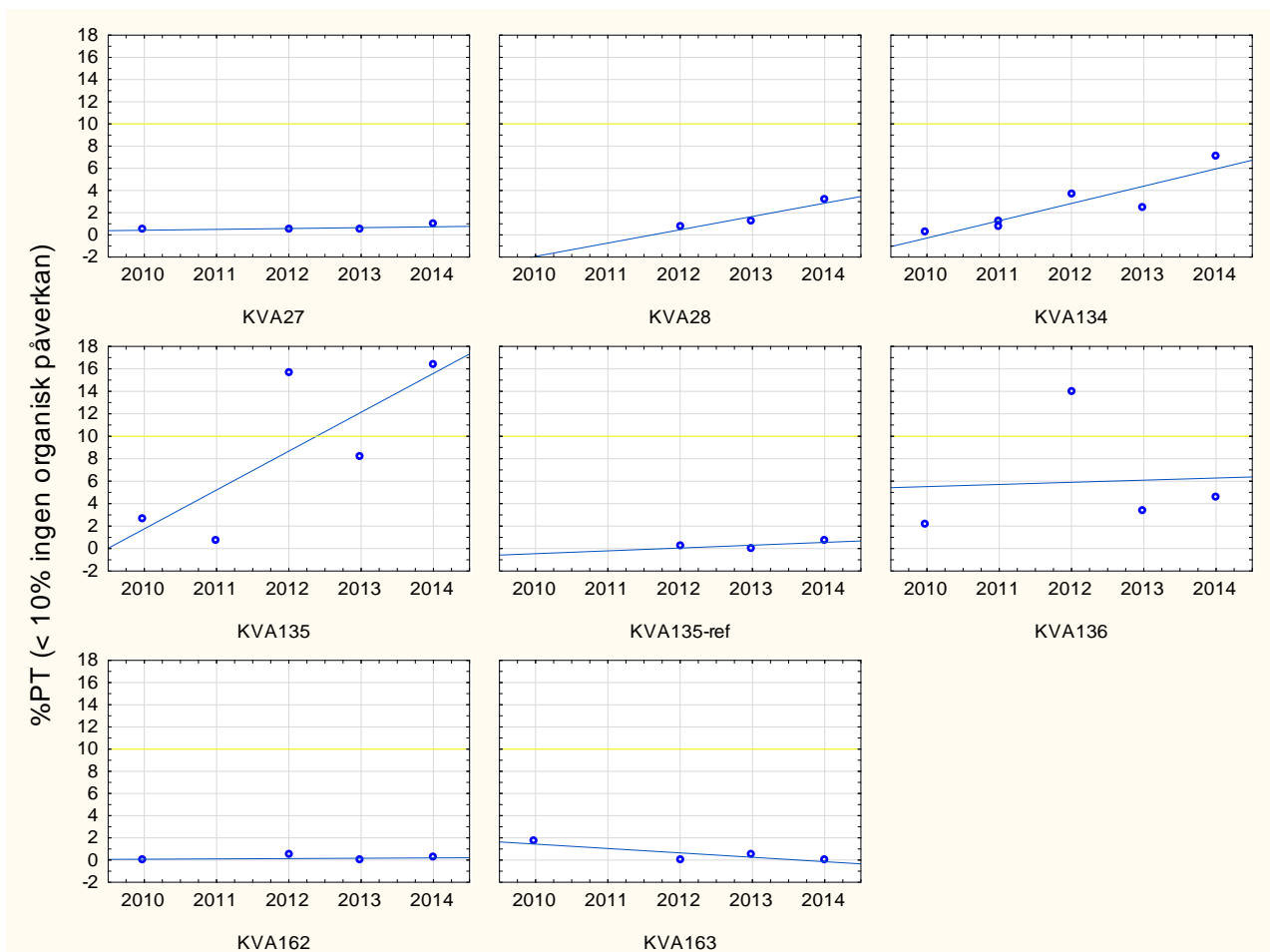
Tydliga trender för näringspåverkan saknas för åren 2010-2014 (IPS & TDI, figur 8, 9). Detsamma gäller för den organiska föroreningen (%PT, figur 10), möjligtvis med undantag för KVA135 som verkar ha högre %PT värden 2012-2014 än 2010-2011, vilket skulle kunna betyda att den organiska belastningen var något större under senare år än innan.



Figur 8. IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982, bedömning av närings- & organisk påverkan) i Luossajokisystemet 2010-2014.



Figur 9. TDI (Trophic Diatom Index, Kelly 1998, bedömning av näringspåverkan) i Luossajokisystemet 2010-2014.

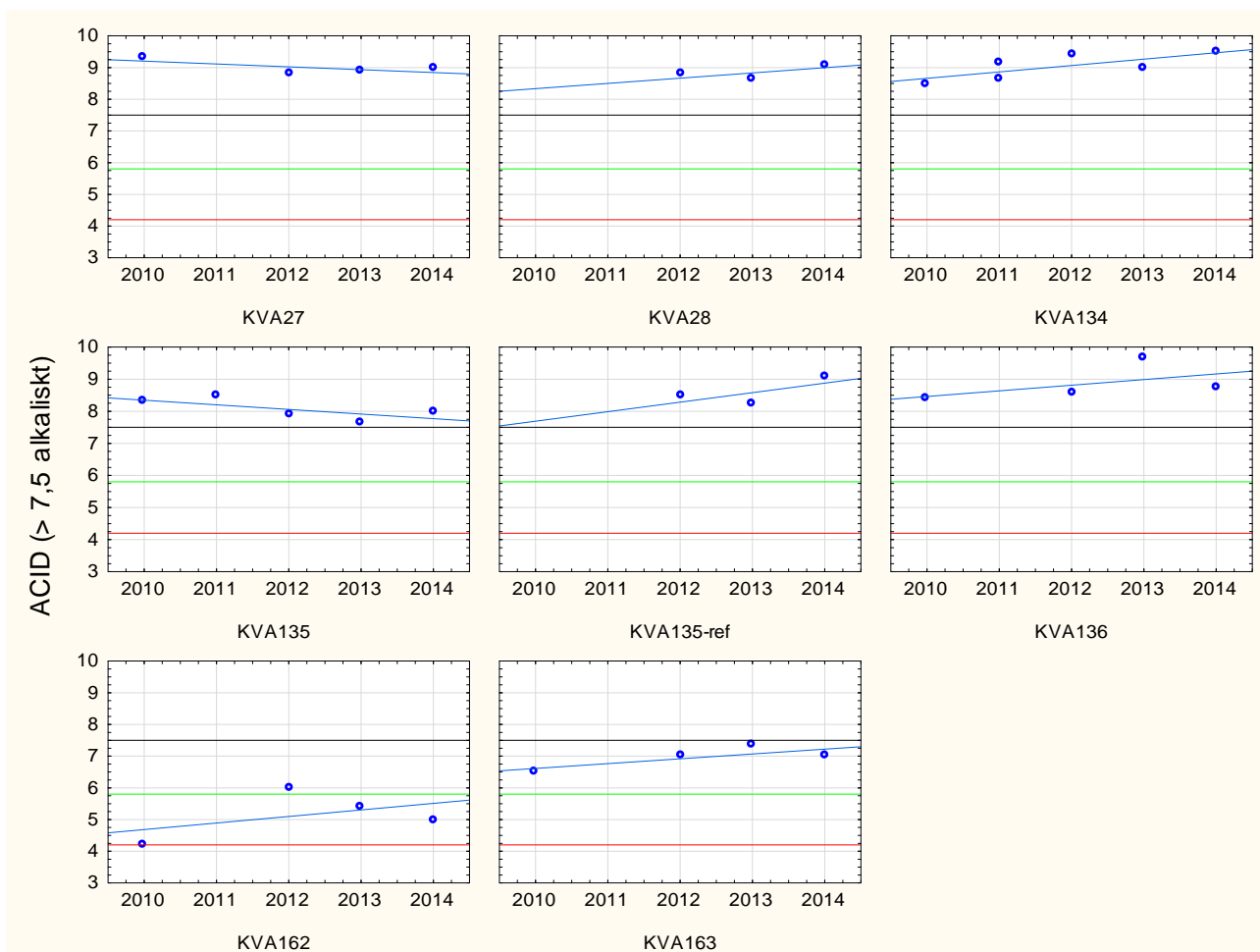


Figur 10. %PT (andelen skal från föroreningstoleranta arter, Kelly 1998, bedömning av organisk förorening) i Luossajokisystemet 2010-2014.

Surhetsgrupp och risk för försurning

Tabell 6. Surhetsgruppering samt risk för försurning och ingående index för de undersökta vattendragen baserat på kiselalgsammansättningen. A = alkalisk, B = neutralt, C = måttligt surt. * betecknar provpunkter som ligger nära en gräns, alternativa surhetsgrupper i angränsande kolumn.

Vattendrag	Lokal	2010	2011	2012	2013	2014
Luossajoki Uppströms Yli Lombolo	KVA27	A	-	A	A	A
Luossajoki Utloppet Yli Lombolo	KVA28	-	-	A	A	A
Luossajoki Nedströms Ala-Lombolo	KVA134	A	A	A	A	A
Luossajoki Nedströms reningsverket	KVA135	A	A	A	A	A
Luossajoki Uppströms reningsverket	KVA135-ref	-	-	A	A	A
Luossajoki nedströms	KVA136	A	-	A	A	A
Pahtajoki Vid flygplatsen	KVA162	C	-	B	C	C
Tuollujoki Uppströms sammanflödet med Luossajoki	KVA163	B	-	B	B	B



Figur 11. ACID (ACidity Index for Diatoms, Andrén & Jarlman 2007, bedömning av surhet) i Luossajokisystemet 2010-2014.

Kiselalgsindexet **ACID** visar att alla lokaler i Luossajoki 2010-2014 har ett alkaliskt pH. Tuollujoki har ett neutralt pH, och Pahtajoki hamnar i måttligt surt. I alkaliska och neutrala vatten förekommer generellt inte pH-värden under 6,4 medan det kan förekomma i måttligt sura vatten, dock vanligtvis inte under pH 5,6. Ingen risk för försurning finns. **ACID** speglar surheten på en lokal och skall inte användas för att bedöma ekologisk status, eftersom även låga **ACID**-värden kan hittas i lokaler med hög ekologisk status när de är naturligt sura.

För en tolkning ifall **ACID**-värdena i föreliggande studie är naturliga behövs bakgrundsdata för berggrund och marken i avrinningsområdet samt en MAGIC beräkning enligt bedömningsgrunderna Naturvårdsverket (2007). Berggrunden i Kiruna kommun är till stor del sur, vilket leder till att de flesta vattendrag har låg buffertkapacitet och därmed vanligtvis ett lågt pH (Kiruna Kommun 2008). Dock finns det lokalt och i fjällkedjan en kalkhaltig berggrund vilket leder till högre pH (Kiruna Kommun 2008). För att uppskatta det naturliga pH-värdet i varje provtagningslokal borde en modellering av avrinningsområdet göras som räknar fram ett förväntat pH-värde. Nästan alla lokaler i denna undersökning hyser kiselalger som föredrar neutrala eller t.o.m. alkaliska förhållanden, vilket är ovanligt i vattendrag med sur berggrund i avrinningsområdet.

I så fall skulle man förvänta sig att pH-värdet är påverkat av t.ex. vittringsprodukter från gruvverksamheten. Å andra sidan kan man inte vara säker, eftersom det finns kalkhaltig berggrund i vissa delar av området samt högre upp i avrinningsområden. Det är möjligt att ett relativt högt pH är naturligt, eftersom många av Torneälvens källflöden ligger i kalkrika områden och p.g.a. detta har högre pH än många vattendrag längre ner i systemet.

Litteratur

- Alles, E. (1999): Fließgewässerversauerung im Schwarzwald, Ökologische Bewertung auf der Basis des Diatomeenbenthos. Reihe "Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie", ISSN 1436-7882, Band 51 (på tyska).
- Andrén, C. & Jarlman, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173(3): 237-253.
- CEMAGREF. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux., Rapport Division Qualité des Eaux Lyon-Agence Financière de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse: 218 p.
- 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, B.A. & ROTT, E. (Eds.), Use of algae for monitoring rivers II: 7-16. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- Falasco, E., Bona, F., Badion, G., Hoffmann, L. & Ector, L. (2009). Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*, 623, 1-35.
- Jan-Ers, L. (2009). Kiselalgernas missbildningar under toxiska förhållanden. Bachelor-avh. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Kahlert, M. (2005a). Redovisning av uppdraget "Kompletterande utredningar för revidering-en av bedömningsgrunder för påväxt - kiselalger i vattendrag. Uppföljning av projekt nr. 502 0415, dnr 235-5018-04Me." Delrapport verifiering samt preliminär slutrapport., Erkenlaboratoriet, Uppsala universitet: 21 p.
- Kahlert, M. (2005b). Redovisning av uppdraget "Kompletterade utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för påväxt - kiselalger i vattendrag. Uppföljning av projekt nr. 502 0415, dnr 235-5018-04Me." Delprojekt 2: Surhetsindikatorer., Erkenlaboratoriet, Uppsala universitet: 16 p.
- Kahlert, M. (2011a): Framtagande av gemensamt delprogram Kiselalger i rinnande vatten. Verifiering av kiselalgsindex och förslag till övervakningsstationer. Rapport Länsstyrelsen Blekinge 2011:6.
- Kahlert, M. (2011b): Jämförande test av kiselalger och bottenfaunas lämplighet som indikatorer för närsaltshalt och surhet inom miljömålsuppföljningen. Rapport Länsstyrelsen Blekinge 2011:7.
- Kahlert, M. (2012a): Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten. Rapport Länsstyrelsen Blekinge 2012:12.
- Kahlert, M. (2012b): Analys av Kiselalger LKAB, Kiruna 2011. Rapport Institutionen för vatten och miljö, SLU 2012:3.
- Kahlert, M., Herlitz, E. & Quintana, I. (2013): Analys av Kiselalger LKAB, Kiruna 2012. Rapport Institutionen för vatten och miljö, SLU 2013:3.

- Kahlert, M., Herlitz, E. & Quintana, I. (2014): Analys av Kiselalger LKAB, Kiruna 2013. Rapport Institutionen för vatten och miljö, SLU 2014:6.
- Kahlert, M., Andrén, C. & Jarlman, A (2007): Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag.
- Kelly, M. (2007). Diatoms of Britain and Ireland: Identifications notes. Bowburn Consultancy.
- Kelly, M.G. (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research* 32: 236-242.
- Kiruna Kommun (2008): Miljöplan för Kiruna Kommun. 159 pp.
- Linnér, J. (2010). Biologiska undersökningar i Luossajoki, Pahtajoki och Tuollujoki. Hushållningssällskapet Rådgivning Nord AB, Miljö och Ekologi, 39p.
- McCune, B. and M. J. Mefford. (2006). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.32. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Naturvårdsverket (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. 101 p.
- Naturvårdsverket (2007). Handbok för miljöövervakning: Programområde: Sötvatten: Version 2007:4, <http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Vattenforvaltning/Handbok-20074>
- Shannon, C. E. (1948) A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423 and 623–656.