



Kolbäcksån

Recipientkontroll 2000

Av

Lars Sonesten, Willem Goedkoop, Eva Herlitz och Anne-Marie Wiederholm

Institutionen för Miljöanalys
Sveriges lantbruksuniversitet
Box 7050
750 07 Uppsala
Tel. 018 - 67 31 10
<http://www.ma.slu.se>

Omslagsillustration: Årlig fosfor- och kvävetransport i Strömsholm 1965–2000

Formgivning: Lars Sonesten, IMA

Tryck: Institutionen för Miljöanalys, SLU
Uppsala, juni 2001

ISBN: 91-576-6104-9

Förord

På uppdrag av Kolbäcksåns vattenförbund har Institutionen för miljöanalys vid SLU i Uppsala, utfört den samordnade recipientkontrollen av sjöar och vattendrag i avrinningsområdet under 2000. Recipientkontrollen utförs enligt ett program gällande 2000-2002.

Föreliggande årsredogörelse beskriver huvuddragen av resultaten 2000, samt en bedömning av miljötillståndet för perioden 1997-2000. Analysresultaten för undersökningsåret 2000 bifogas även i sin helhet i tabellform. Samtliga analysdata finns dessutom tillgängliga via Internet på institutionens hemsida, <http://www.ma.slu.se>.

Provtagningar och analyser har gjorts av institutionens ackrediterade kemiska och biologiska laboratorier (SWEDAC nr 1208). Lars Sonesten har varit huvudansvarig för rapportens utformning, insamling och utvärdering av bakgrundsmaterial, samt utvärdering av klimat- och vattenkemiska förhållanden. Lars Eriksson har utfört bottenfaunanalyserna och Willem Goedkoop har ansvarat för utvärderingen av dessa. Eva Herlitz och Anne-Marie Wiederholm har analyserat och utvärderat växtplanktonmaterialet.

Uppsala, 28 juni 2001

Innehållsförteckning

FÖRORD

SAMMANFATTNING	5
ÖVERVAKNINGSPROGRAMMET FÖR KOLBÄCKSÅN	8
Provtagningsprogrammet	8
Vattenkemi och ämnestransportberäkningar	8
Växtplankton	10
Bottenfauna	11
YTTRE FÖRHÅLLANDEN OCH VÄDERLEK	13
Mänsklig påverkan	14
<i>Närsalter och organiskt material</i>	14
<i>Metaller</i>	16
<i>Försurning/kalkning</i>	16
Väderlek och vattenföring 1999	16
KOLBÄCKSÅN 1999 OCH PERIODEN 1997-1999	18
Vattenkemi	18
<i>Näringsämnen</i>	19
<i>Syrgastillstånd och syrgastärande ämnen</i>	24
<i>Ljusförhållanden</i>	28
<i>Surhet/försurning</i>	30
<i>Metaller</i>	32
Växtplankton	38
<i>Sjövis sammanfattning</i>	40
Bottenfauna	42
<i>Artsammansättningen i sjöarna</i>	42
<i>Bedömning av miljötillståndet</i>	42
LITTERATURFÖRTECKNING	47

BILAGOR

- Bilaga 1. Provtagningsplatsernas lägeskoordinater
- Bilaga 2. Vattenkemiska analysmetoder
- Bilaga 3. Analysresultat för vattenkemi – tabeller
- Bilaga 4. Analysresultat för vattenkemi – figurer
- Bilaga 5. Ämnestransporter och arealspecifika förluster – tabeller
- Bilaga 6. Ämnestransporter – figurer
- Bilaga 7. Syrgas- och temperaturprofiler – figurer
- Bilaga 8. Växtplankton – bioolymer
- Bilaga 9. Bottenfauna – antal och biomassor

Sammanfattning

Kolbäcksåns vattensystem undersöktes 2000 inom ramen för det samordnade recipientkontrollprogrammet 2000–2002. Undersökningsprogrammet omfattar provtagning av vattenkemi, växtplankton och bottenfauna i 11 sjöar, samt enbart vattenkemi vid 10 vattendragsstationer. Provtagningar för vattenkemi utfördes i sjöarna under vinter/vårvinter (februari-mars) samt i augusti. I vattendragen utfördes månadsvisa provtagningar. Växtplanktonprover togs i slutet av augusti i sjöarnas epilimnion (vattenvolymen ovanför temperatursprångskiktet). Prov på bottendjur togs i sjöarnas litoralzon (strandområde) i augusti, samt i profundalزون (djupbotten) och sublitoralen (grunda bottnar) under februari-mars.

Vädret under 2000 var mycket varierande. 1990-talets milda vintrar fortsatte även under det nya seklets första vinter, medan sommaren var svalare än normalt. Året avslutades med tre mycket varma månader. Vattenföringen var rekordstor i åsystemet under året och årsgenomsnittet blev hela 59 m³/s, vilket är ungefär dubbelt så mycket som det genomsnittliga vattenflödet i ån. Det höga vattenflödet orsakades av den kraftiga nederbörden under juli och perioden oktober–december.

Såväl totalfosfor- som fosfathalterna i sjöar och vattendrag var låga i de övre delarna av Kolbäcksåns vattensystem, medan halterna ökade successivt ner genom systemet. Det största fosfortillskottet sker nedströms Fagersta där ån rinner genom jordbruksmarker. Förhöjda fosfathalter förekommer periodvis i bottenvattnet av sjöarna Övre Hillen, Stora Aspen och Trätten i samband med stabil temperaturskiktning och låga syrgashalter. Den totala uttransporten av fosfor till Mälaren var under 2000 ca. 63 ton, vilket är 88% högre än medelårstransporten 1997–2000, vilket beror på det mycket höga vattenflödet under året som förde med sig mycket närsalter från omgivande marker.

Totalkvävehalterna i sjöar och vattendrag var under året måttligt höga till höga och ökar, liksom fosforhalterna, efter hand nedströms i systemet. Den totala kvävetransporten till Mälaren 2000 var ca. 1200 ton, vilket är 45% mer än medelårstransporten 1997–2000. Av dessa 1200 ton beräknas ca. 450 ton, d.v.s. drygt en tredjedel, härröra från olika kända punktutsläpp från bl.a. industrier och kommunala avloppsreningsverk. Totalkvävehalterna i sjöarna varierar mycket under året, vilket beror på dels perioder med ett upptag av oorganiskt kväve av växtplankton och sedimentation av döda plankton till botten, dels på utläckage av oorganiskt kväve från sedimenten under perioder med dåliga syrgasförhållanden.

Dåliga syrgasförhållanden uppträder i bottenvattnet under vissa perioder med stabil temperaturskiktning i de mer näringsrika sjöarna fr.o.m. Södra Barken och nedströms i systemet. Av de jämförelsevis näringsfattigare sjöarna i den övre delen av åsystemet var det endast Väsman som hade låg syrgashalt (1,2 mg O₂/l i augusti 2000), vilket var den lägsta uppmätta halten i sjön sedan 1978.

Stora mängder humusämnen fördes under året ut från omgivande marker i samband kraftiga nederbördsmängder och därpå följande höga vattenflöden i ån. Detta orsakade att vattenfärgen var högre än normalt under året i såväl sjöar som vattendrag.

Buffertkapaciteten i områdets sjöar och vattendrag var i allmänhet god eller mycket god (alkalinitet högre än 0,1 resp 0,2 mekv/l). Endast i Pellabäcken, Saxen och dess utlopp, samt Bysjön, vilka samtliga ligger i den övre delen av vattensystemet, förekommer periodvis låga pH-värden och låg alkalinitet. Dessa tillhör några av de få delavrinningsområden inom Kolbäcksåns vattensystem som ej kalkas. Även i den mycket näringsrika Trätten förekommer det stundom låga pH-värden vintertid i samband med nedbrytning av organiskt material.

Saxen är fortfarande den i särklass mest metallförorenade sjön inom Kolbäcksåns avrinningsområde. Sjöns vatten uppvisar fortfarande höga eller mycket höga halter av bl.a. koppar, zink, kadmium och bly. Förhöjda halter av flera metaller har också konstaterats i Stora Aspens bottenvatten i samband med låga syrgashalter och låga pH-värden i augusti. Transporten av zink och kadmium till Mälaren kan till stor del tillskrivas utflödet från Saxen, medan mängden av koppar och bly som transporteras i systemet successivt ökar ner i systemet. Transporten av legeringsmetallerna krom, nickel, kobolt och volfram ökar däremot kraftigt i det industritäta området kring Fagersta, Surahammar och Hallstahammar. I samband med det mycket höga vattenflödet genom vattensystemet under året transporterades också stora mängder av metaller. De flesta av metallerna transporterades ut i Mälaren i betydligt större omfattning än vad som släpptes ut från de olika punktkällorna. Upp till 52 gånger mer metaller transporterades ut ur systemet än vad som släpptes ut, vilket tyder på en omfattande ”urtvättning” av åsystemet och dess omgivande marker. Troligen spelar läckage från olika gruvavfallsdeponier och andra rester från gruv- och metallindustrin i området en stor roll i sammanhanget, vilket visar på vikten av att ha god kännedom om var olika deponier finns lokaliserade, samt deras metallinnehåll.

Den stora slemproducerande flagellaten *Gonyostomum semen* dominerade växtplanktonfloran i de flesta av sjöarna under året, till skillnad från tidigare år då kiselalger vanligen har varit den största alggruppen. Detta år dominerade kiselalger endast i Bysjön och Östersjön. Dominansen av *Gonyostomum* antas bero på det försämrade ljusklimat som de höga humushalterna i sjöarna orsakade till följd av den höga nederbörden. *Gonyostomum* anses klara dessa förhållanden bra jämfört med många andra växtplanktonarter.

Årets största växtplanktonvolym uppmättes i Saxen som vanligen brukar ha bland de lägsta biovolymerna. Detta berodde på en massiv förekomst av stora dinoflagellater inom släktet *Gymnodinium*. Merparten av sjöarna hade under 2000 de lägsta noterade biovolymerna under hela perioden 1997–2000.

En stor variation i bottenfaunasammansättning noterades i sjöarna strandzoner. Totalt hittades 118 olika taxa (olika sorters djur), vilket är färre än vad som påträffades vid 1998 och 1999 års undersökningar (161 resp. 133 taxa). De grunda och djupa bottarna (sublitoral resp. profundalbottnar) uppvisade som tidigare en mindre diversitet än i strandzonerna med 49 respektive 32 taxa. Även dessa tätheter är något lägre än vad som har återfunnits tidigare år.

Strandzonen i samtliga sjöar hade en hög eller mycket hög diversitet i bottenfaunasammansättning och i de flesta av sjöarna uppvisade inte faunasammansättningen några tecken på skador av försurning. Endast i Bysjön och Saxen noterades en sammansättning som tyder på tydliga försurningseffekter. Dessa två sjöars tillrinningsområden är dock några av de få delavrinningsområden inom Kolbäcksåns vattensystem som inte kalkas för att motverka låga pH-värden.

Vid bedömningar av miljötillståndet med avseende på sammansättningen av bottenfaunan på sjöarnas djupbottnar används två olika index (BQI och $O/C_{(z)}$). Båda dessa index indikerar påverkan av närsalter och/eller organiskt material, samt andra miljögifter. $O/C_{(z)}$ -indexet är dock känsligare för metallpåverkan än BQI-indexet, vilket för Kolbäcksåns sjöar vanligen indikerar bättre miljöförhållanden än $O/C_{(z)}$ (BQI blir vanligen 1-2 bedömningsklasser högre än $O/C_{(z)}$ -indexet). Denna generella skillnad tyder på en allmän metallpåverkan på bottenfaunans sammansättning i Kolbäcksåns sjöar. I Södra Barken, Stora Aspen och Trätten, som samtliga ligger i den nedre mer näringsrika delen av åsystemet, antyder dessutom BQI-indexet på starka till mycket starka effekter av störningar, troligen orsakade av de mer näringsrika förhållandena och därmed uppkomna perioder med dåliga syrgasförhållanden.

Sammantaget visar undersökningen år 2000 på vattensystemets känslighet för höga vattenflöden, vilket gör att stora mängder närsalter och tungmetaller transporteras igenom systemet. Resultaten belyser också vikten av att ha en god kontroll över var i Kolbäcksåns avrinningsområde metallerna kommer ifrån, d.v.s. om det är gruvavfallsdeponier och liknande gruv- och industrirelaterade rester eller tidigare kontaminerade sediment som står för det största flödet av metaller ut till vattnet. Flera kartläggningsprojekt över avfallsdepåer har redan genomförts och fler kommer säkert att behövas för att uppnå denna goda kontroll över metallflödet i åsystemet. Ett flertal av Kolbäcksåns sjöar kommer dessutom under 2001 att undersökas med avseende på metallförekomster i sedimenten, vilket förhoppningsvis kommer att ge ökade kunskaper om hur de höga vattenflödena under år 2000 har omfördelat metallerna i hela avrinningsområdet.

Miljöövervakningsprogrammet för Kolbäcksåns avrinningsområde

Provtagningsprogrammet

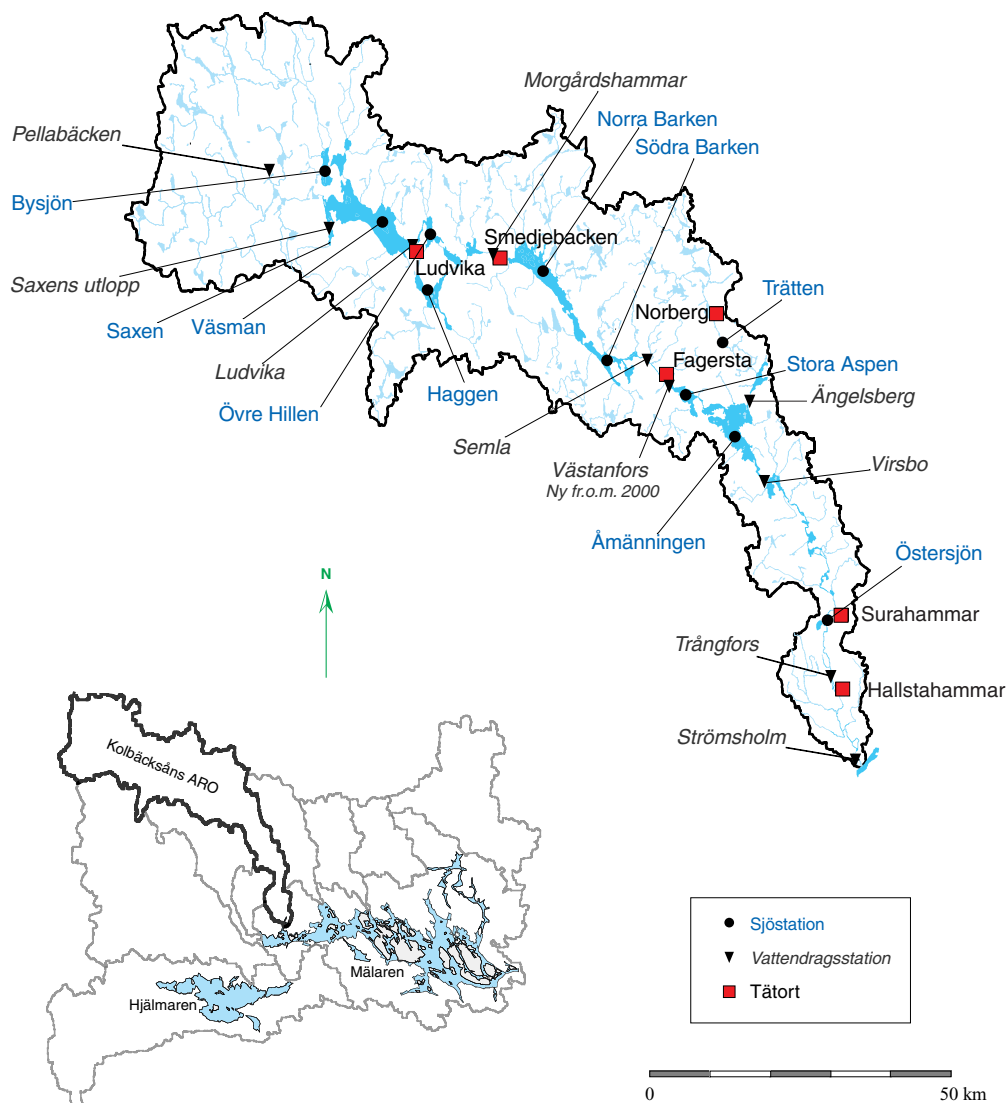
Målsättningen med den fortlöpande undersökningen av Kolbäcksån är att belysa det aktuella tillståndet och utvecklingstendenser i vattendraget med avseende på föroreningar och andra störningar i vattenmiljön. Därtill skall den vara ett underlag för planering, utförande och utvärdering av olika miljöskyddande åtgärder. Sammantaget skall den vattenkemiska undersökningen och studierna av växtplankton och botten djur åskådliggöra eventuella effekter av utsläpp från enstaka föroreningskällor och annan påverkan inom avrinningsområdet.

Undersökningarna av vattnets kemiska sammansättning avser bland annat att beräkna hur stora mängder av olika närsalter och tungmetaller som transporteras med vattnet i ån, samt att åskådliggöra belastningar från enstaka föroreningskällor. Växtplanktonundersökningarna i vattensystemets sjöar syftar till att beskriva tillstånd och förändringar i sjöarnas öppna vattenmassa med avseende på växtplanktonsamhällets artsammansättning, relativ förekomst av olika arter, samt individtäthet och biovolym av växtplankton. Växtplanktons fundamentala roll som primärproducent i sjöekosystem, gör att information om biovolym och artsammansättning hos växtplankton är nödvändig för att tolka förändringar på andra trofinivåer (t.ex. djurplankton, bottenfauna och fisk). Bottenfaunasamhällets kvalitativa och kvantitativa sammansättning förändras vid miljöpåverkan, och resultaten kan därför användas för att bedöma sjöekosystemets samlade påverkan av luftföroreningar, utsläpp, markanvändning och andra ingrepp eller åtgärder inom ett avrinningsområde. Profundal- och sublitoralsamhällen, på djupbottenar respektive strandnära bottenar, är speciellt lämpliga för att bedöma tillstånd och förändringar i sjöars näringstillstånd. Den ansamling av organiskt material som sker på djupbottenarna när en sjö eutrofieras ökar syrgastäringen i sedimentet, vilket leder till att känsliga taxa gradvis slås ut. Litoralfaunans artsammansättning på de grunda bottenarna vid stränder kan också användas för att bedöma surhetstillstånd och den ger dessutom ett mått på den biologiska mångfalden.

Vattenkemi och ämnestransportberäkningar

Prov för vattenkemiska analyser har tagits på 10 platser i rinnande vatten och i 11 sjöar inom Kolbäcksåns vattensystem (figur 1, samt provtagningskoordinater enligt bilaga 1). I det nuvarande kontrollprogrammet gällande från och med 2000 har sjöstationen i Freden (Kolbäcksåns utlopp i en vik av Mälaren) uteslutits, medan det har tillkommit en ny vattendragsstation i Västanfors. Denna vattendragsstation avser framförallt att belysa den lokala påverkan på vattenkvaliteten när vattnet passerar Fagersta.

I vattendragen har ytprov (0,5 m) tagits i mitten av varje månad, medan i sjöarna togs yt- och bottenprov (0,5 m respektive 0,5 m över botten) i slutet av februari eller början av mars, samt i slutet av augusti. Samtliga prov analyserades med avseende på: temperatur, konduktivitet, pH, alkalinitet/aciditet, vattenfärg ($Abs_{420/5}$), totala mängderna av organiskt kol (TOC), fosfor (Tot-P) och kväve (Tot-N), samt fosfatfosfor,



Figur 1. Provtagningsplatser 2000 i sjöar och vattendrag inom Kolbäckens avrinningsområde som är en del av Mälarens avrinningsområde.

ammonium- och nitrit/nitratkväve och kisel. Dessutom analyserades slamhalten i prov från rinnande vatten och i sjöarna bestämdes även siktdjupet, samt temperatur- och syrgasprofiler. Vid ett flertal stationer ingick även metaller och större konstituenten (tabell 1). Vattenkemianalyserna har utförts av Institutionen för miljöanalys ackrediterade laboratorium (SWEDAC nr. 1208). Analysmetoder, samt mätområde och mätprecision anges i bilaga 2.

Dygnsmedelvattenföringen vid de olika vattendragsstationerna i Kolbäckens huvudfåra beräknas normalt genom arealproportionering av vattenföringen uppmätt vid närliggande kraftstationer, medan vattenflödet vid biflödesstationerna Pellabäcken, Saxens utlopp och Ångelsberg beräknas av SMHI med PULS-modellen (Bergström 1992). På grund av problem när kraftstationerna i Ramnäs och Semla bytte huvudman under året saknas vattenföringsuppgifter för 2000 för dessa kraftverk, vilka normalt används för att beräkna vattenflödet vid Semla, Virsbo och Trångfors. Dessa vattenflöden, samt flödet för den nya stationen Västanfors, har för 2000 uppskattats med hjälp av interpolering av flödet vid kraftstationen i Lernbo och flödet i Strömsholm enligt data från SMHI. Eftersom dessa

Tabell 1. Vattenkemiska parametrar som ingår i den utökade vattenkemisk undersökningen av vissa sjöar och vattendrag, utöver den grundläggande undersökningen.

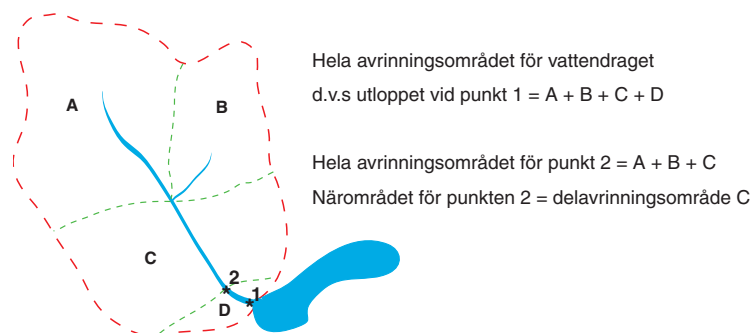
Station	Metaller		Större konstituerer Ca, Mg, Na, K, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻
	Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb	Cr, Ni, W, Co	
Sjöar			
Bysjön	X		
Saxen	X		
Väsman	X		
Övre Hillen	X		
Haggen			
N. Barken	X		
S. Barken	X		
St. Aspen	X	X	
Trätten			
Åmänningen	X	X	
Östersjön	X	X	
Vattendrag			
Pellabäcken	X		X
Saxens utlopp	X		X
Ludvika	X		X
Morgårdshammar	X		X
Semla	X	X	X
Västanfors Ny 2000!	X	X	
Ängelsberg	X		
Virso	X	X	
Trångfors	X	X	
Strömsholm	X	X	X

stationer ligger mycket långt från varandra, måste dessa flödesberäkningar, samt därmed beräknade närsalts och metalltransporter, ses som uppskattningar och endast användas med försiktighet. Närsaltshalts- och metalltransporterna i Kolbäckån har uppskattats genom att beräkna dygnsmedelhalter av ämnena med hjälp av linjär interpolering av resultaten från de månadsvisa provtagningarna. Dygnsmedelhalterna och dygnsmedelvattenflödet har slutligen multiplicerats och de därigenom framräknade dygnstransporterna har sedan summerats till månads- och årstransporter.

Arealspecifika förluster av närsalter, organiskt material och slam har beräknats för dels hela det uppströms en provtagningsplats liggande avrinningsområdet, dels för närområdet. Närområdet har definierats som hela avrinningsområdet exklusive eventuella uppströms liggande delavrinningsområden med egna provtagningsplatser (figur 2).

Växtplankton

Växtplanktonprov togs centralt i sjöarna i slutet av augusti i samband med provtagningen för vattenkemi. På varje provtagningsstation togs ett blandprov med rörhämtnare från ett skikt motsvarande 75% av epilimnions djup (vattenvolymen ovanför temperatursprångsskiktet). Provet konserverades med surgjord jodjodkaliumlösning och analyserades kvantitativt med avseende på antal och biovolym av ingående arter. Parallellt med de kvantitativa provtagningarna insamlades även ett kvalitativt håvprov (maskstorlek 25 µm) för att möjliggöra kontroll av artbestämningar. Detta prov konserverades med formalin.



Figur 2. Ett avrinningsområdes uppbyggnad av delavrinningsområden. Närområdet klassificeras som delavrinningsområdet närmast uppströms en given provtagningsplats exkl. ev. uppströms liggande stationer med tillhörande delavrinningsområden.

Efter sedimentation i planktonräknekammare av lämplig provvolym (2 ml från Trätten, 5 ml från St. Aspen, Åmänningen och Östersjön, samt 10 ml från vardera Bysjön, Saxen, Väsman, Övre Hillen, Haggen, N. Barken och S. Barken) analyserades de kvantitativa proverna med omvänt mikroskop. Volymerna valdes för att ca. 100 individer av de vanligaste taxa skulle påträffas under analysen (Naturvårdsverket 1996). Antal per liter och biovolym bestämdes av ingående taxa. Vattenkvaliteten med avseende på den totala volymen av planktiska alger, vattenblommande cyanobakterier och den stora dinoflagellaten *Gonyostomum semen*, har bedömts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999).

Bottenfauna

Bottenfaunaprov togs dels från sjöarnas profundal- (djupbotten) och sublitoralbottnar (4–6 m) från is under vintern (28 februari – 3 mars), dels i sjöarnas strandzon den 5 september. Provplatsernas koordinater anges i bilaga 1, samt finns utförligt beskrivna i årsrapporten för 1998 (bilaga 9 i Eriksson m.fl. 1999). Från mjukbottnarna togs fem profundal och fem sublitoralprov jämnt spridda inom 200 m radie från respektive provtagningsstations mittpunkt. Provtagningsmetodik och utrustning följer Svensk Standard SS 028190. Proverna sållades (maskstorlek 0,5 mm) och konserverades sedan i etanol (slutkoncentration 70–80%). På vindexponerade stenbottnar i sjöarnas litoral (strandzon) togs fem s.k. sparkprov per lokal (SS-EN 27828). Djuren infångades med handhåv med maskstorleken 0,5 mm och även dessa prov konserverades i etanol till en slutkoncentration av 70–80%. Vid analysen av de insamlade proverna sker en taxonomisk bestämning djuren så långt det är möjligt och/eller relevant. Resultaten redovisas som taxa som i vissa fall är arter, men i andra fall kan vara släkte, familj, ordning eller dylikt. De insamlade delproven från varje provplats har analyserats separat, men vid beräkningar av olika biologiska index har den sammanvägda informationen från de fem proven använts. Förutom olika index redovisas även antalet taxa, djurtätheten, samt förekomst av rödlistade arter i proverna. Resultaten från denna undersökning jämförs även med data från ett antal närliggande tidsseriesjöar inom det nationella miljöövervakningsprogrammet.

Bottenfaunaindex

Biologiska index ger ett värde på miljökvaliteten genom att sammanväga den information om miljötillståndet (ekologisk kvalitet) som finns i hela organismsamhället. Fyra index baserade på bottenfaunasammansättningen i litoralzonen och två index som baseras på sammansättningen på djupbottnar har använts i denna utvärdering. För detaljerad beskrivning av dessa index uppbyggnad och hur de beräknas hänvisas till "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" (Naturvårdsverket 1999):

Litoralfaunaindex

ASPT (Average Score Per Taxon), ett renvattenindex som är en vidareutveckling från det engelska BMWP-indexet (Brittish Monitoring Working Party) (Armitage m. fl. 1983). ASPT indexet beräknas i två steg. I det första steget identifieras djur i provet till familjenivå (klass för Oligochaeta) och får poäng som är baserade på kännedom av deras toleransnivå. I ASPT indexet bidrar känsliga taxa med höga indikatorvärden ("scores" på en skala från 1 till 10), medan taxa som är mer tåliga mot föroreningar bidrar med lägre värden. I det andra steget summeras poängen för samtliga familjer (och Oligochaeta) och summan divideras med det totala antalet ingående familjer. Denna normering gör indexet mindre känslig för antalet ingående taxa och för provtagningsinsatsen. Ett högt ASPT-indexvärde indikerar "bra" miljöförhållanden.

Danskt Fauna Index (DFI) (Skriver m.fl. 1999) är i likhet med ASPT ett index för graden av eutrofiering och/eller organisk förorening. Med DFI undersöker man om djur tillhörande olika nyckelgrupper med varierande grad av tolerans finns i proverna. Även för DFI gäller att ett högt värde är indikerar "god" miljökvalitet. Även om DFI och ASPT i första hand indikerar graden av organisk belastning/eutrofiering, så påverkas indexvärdena även av föroreningar med toxiska substanser, exempelvis tungmetaller.

Shannons diversitetsindex (Shannon 1948) integrerar artrikedomen och arternas relativa förekomst i proverna. Diversiteten är hög om artrikedomen är stor och arternas relativa förekomst i proverna är lika stor. Diversitet ger ett indirekt mått på bottnarnas kondition och mångformighet.

Medins surhetsindex (Henriksson & Medin 1986) är utvecklat för svenska förhållanden och ger en bild av miljöskador som uppstår genom att faunan exponeras för surt vatten. Indexet skiljer således inte mellan skador som uppstår genom försurning och naturlig surhet (exempelvis organiska anjoner, humusämnen), eller genom direkta pH effekter och indirekta effekter till följd av en ökad rörlighet av metaller.

Profundalfaunaindex

På de djupare bottarna i profundalen begränsas många taxa av syrgaskoncentrationen i bottenvattnet. Syrgastäringen är kopplad till mängden organiskt material som årligen sedimenterar eller som sedan tidigare finns i sedimentet. Låga syrgashalter eller rentav syrgasbrist förekommer framförallt i temperaturskiktade sjöar sommar- och vintertid, då ingen ny syrgas tillförs vattnet i de djupa delarna. För bedömningar av miljötillståndet i profundalzonen har följande två index använts:

BQI, eller *Benthic Quality Index* (Wiederholm 1980) utnyttjar kunskapen om att olika arter av fjädermygglarver har varierande känslighet för låga syrgashalter i bottenvattnet. BQI beräknas utifrån förekomst och populationstäthet av olika indikatorarter av fjädermygglarver i proverna. Ett högt BQI-värde indikerar opåverkade förhållanden, medan ett lågt värde tyder på antingen markanta eutrofieringseffekter, organisk belastning eller på naturligt näringsrika förhållanden.

O/C_(z) indexet (Wiederholm 1980) utnyttjar kunskapen om att den relativa andelen glattmaskar (Oligochaeta) i bottenfaunan ökar med ökande halt organiskt material i sedimentet. O/C_(z) beräknas utifrån kvoten mellan antalet glattmaskar och summan av antalet glattmaskar och sedimentbundna fjädermygglarver. Eftersom kvoten ökar med ökande djup, görs vid indexberäkningen en normering för provtagningsdjupet.

Yttre förhållanden och väderlek

Kolbäcksbäcks avrinningsområde är 3117 km², vilket gör det till det tredje största av Mälarens delavrinningsområden (figur 1). Den stora ytan gör att vattensystemet utgör det näst största tillflödet till Mälaren (medelvattenflöde ca. 30 m³/s), endast Arbågaåns tillflöde är större (Wallin m.fl. 2000). Kolbäcksbäcks karaktäriseras av att många stora och små sjöar ligger längs huvudfåran. Dessa sjöar fungerar ofta som sedimentationsbassänger, vilket ger vattensystemet en viss tröghet i sin respons på föroreningar. Ytterliggare tröghet i systemet orsakas av Kolbäcksbäcks många vattenregleringsföretag. Sammantaget innebär detta att föroreningar till viss del bromsas upp och fastläggs i sjösedimenten. Dessa föroreningar kan eventuellt frigöras från bottenarna vid en senare tidpunkt och därigenom bli mer tillgängliga för organismer i vattnet.

Området kan enligt Andersson (1981) delas in i två geografiska regioner. De norra delarna ner till sjön Stora Aspen, är av norrlandskaraktär med höjder och bergknallar upp till 350 meter över havet eller mer. Mellan dessa höjder går stora dalgångar, vilket ger stora höjdskillnader inom delområdet. Längre ner i vattensystemet blir höjdskillnaderna allt mindre och höjderna når sällan över 100 m.ö.h. Den totala höjdskillnaden mellan Väsman, som är den största sjön i den nordliga delen av avrinningsområdet, och Fredsviken i Mälaren är 154 m. Bergrunden i den norra delen av avrinningsområdet domineras av urgraniter, med inslag av malmförande sura leptiter i området mellan Väsman norra del och St. Aspen, samt även en del stråk med kalksten. Det södra området domineras av yngre graniter och olika typer av gnejs. Moränjorlar dominerar avrinningsområdet, förutom i områdets nedre del där lerjorlar tar vid.

Markanvändningen inom Kolbäcksbäcks avrinningsområde domineras av skog (67%), med inslag av sjöar, våtmarker och hyggen (tabell 2). Endast ca 4% av den totala ytan utgörs av uppodlad jordbruksmark. En stor del av jordbruksmarken är belägen i åns nedre del, där området mellan Strömsholm och Trångfors består av ca 34% jordbruksmark (tabell 3).

Tabell 2. Markanvändning inom Kolbäcksåns avrinningsområde (ARO). Markanvändningen avser hela avrinningsområdet uppströms de olika provtagningsplatserna (källa: Gröna kartan).

Station	Yta km ²	Yta %	Markanvändning inom avrinningsområdet (%)								
			Sjö	Skog*	Lövskog	Hygge	Våtmark	Åker	Öppen mark	Berg	Bebyggelse
Pellabäcken	10	0,3	0	89	0	3	6	0	0	1	0
Saxens utlopp	33	1	3	75	2	7	3	3	7	0	0
Ludvika	1149	37	8	70	1	6	11	1	2	1	0
Morgårdshammar	1520	49	9	70	1	6	10	1	2	1	1
Semla	2206	71	9	70	1	6	8	2	2	1	1
Västanfors Ny 2000!	2245	72	9	70	1	6	8	2	2	1	1
Ängelsberg	243	8	9	68	1	7	9	2	3	0	1
Virso	2682	86	10	69	1	6	8	2	3	1	1
Trångfors	2996	96	9	67	1	6	9	2	3	2	1
Strömsholm	3117	100	9	66	1	6	9	4	3	2	1

* Barr- och blandskog

Tabell 3. Markanvändning inom delavrinningsområden av Kolbäcksåns avrinningsområde (ARO). Markanvändningen belyser den "lokala" påverkan från närområdena där uppströms liggande stationer har exkluderats (källa: Gröna kartan).

station	Yta km ²	Yta %	Markanvändning inom närområdet (%)								
			Sjö	Skog*	Lövskog	Hygge	Våtmark	Åker	Öppen mark	Berg	Bebyggelse
Pellabäcken	10	0,3	0	89	0	3	6	0	0	1	0
Saxens utlopp	33	1	3	75	2	7	3	3	7	0	0
Ludvika	1106	35	9	69	1	6	12	1	2	1	0
Morgårdshammar	371	12	10	70	1	6	5	2	4	1	2
Semla	686	22	11	69	1	6	5	3	3	1	1
Västanfors Ny 2000!	39	1	3	71	1	5	4	1	4	1	10
Ängelsberg	243	8	9	68	1	7	9	2	3	0	1
Virso	195	6	18	55	0	5	7	5	3	5	2
Trångfors	313	10	5	55	0	4	15	6	4	9	1
Strömsholm	121	4	1	43	1	2	2	34	11	2	4

* Barr- och blandskog

Mänsklig påverkan

Närsalter och organiskt material

Kolbäcksån rinner genom de centrala delarna av Bergslagen med tätorterna Ludvika, Smedjebacken, Fagersta, Surahammar och Hallstahammar längs huvudfåran, samt Norberg vid ett av sidotillflödena (figur 1). I de övre delarna av vattensystemet är vattnet näringsfattigt, men efter hand ökar näringsnivån och i mynningen vid Strömsholm råder mer näringsrika förhållanden. Detta beror framförallt på att tätorterna, och i viss mån även industrin, belastar vattensystemet med närsalter via avloppsreningsverken (tabell 4), men även läckage från jordbruksmark ger ett betydande tillskott av kväve och fosfor i de nedre delarna av systemet. Totalt tillfördes knappt 8 ton fosfor till ån från olika punkttutsläpp under 2000, där de största enskilda källorna var de stora reningsverken (tabell 5). Den sammanlagda mängden kväve som tillfördes vattensystemet under 2000 var nästan 450 ton, vilket är ca 40 ton mer än för 1998 och 100 ton mer än för 1999. Den största

Tabell 4. Punktutsläpp av närsalter och organiskt material till Kolbäcksåns vattensystem, 2000 (källor: berörda kommuner och länsstyrelser).

Utsläppskälla	P.e.	Recipient	Fosfor (ton)	Kväve (ton)	BOD ₇ (ton)	COD _{cr} (ton)	TOC (ton)
Bylandet ARV	16 400 ^a	N. Barken	0,6	19,8	15,5	65,5	–
Fagersta ARV	8 700	Uppstr. Västanfors	1,5	48,4	30,3	329,7	62,4
Gonäs ARV	79 000	Väsman	0,6	25,5	59,3	234,4	–
Grangärde ARV	2 000	Björken	0,2	2,8	4,8	20,8	–
Gärlångens ARV	29 200	Gärlången	0,9	48,9	14,5	96,0	–
Haga ARV	9 500	Östersjön	0,85	30,8	8,9	57,2	–
Mölnortorp ARV	18 367	Uppstr. Strömsholm	2,3	66,3	51,7	185,7	36,2
Norbergs ARV	5 253	Trätten (Norbergsån)	0,47	21,0	11,0	117,0	23
Sunnansjö ARV	1 500	Väsman	0,01	1,2	0,3	3,0	–
Söderbärke ARV	1 200 ^{a)}	S. Barken	Uppgifter saknas för 2000				
Sörvik ARV	1 400	Väsman	0,03	1,7	1,6	10,9	–
Vads ARV	475 ^{a)}	S. Barken	Uppgifter saknas för 2000				
Virbo ARV	1 340	Virbosjön	0,12	6,5	1,7	6,9	–
Bulten Produktion AB			0,0027	–	–	–	–
Fagersta Stainless AB			0,045	174	–	<48,5 ^{b)}	–
Kanthal AB			–	–	–	2,4	–
Ludvika värmeverk			–	0,014	–	–	–
Seco Tools AB			–	–	–	14,7	–
Surahammars Bruks AB	0,06		0,144	0,8 ^{c)}	–	90 ^{c)}	–
Uniroc AB			Uppgifter saknas för 2000				
Summa 2000			7,8	448	200	1280	121,6
Summa 1999^{d)}			7,6	345	178	829	77,9

a) Dimensionerade person ekvivalenter (övriga faktiska p.e. eller dimensionerade)

b) Beräknade m.h.a. gamla analysresultat med halter < analyserande laboratoriums rapporteringsgräns

c) Baseras på endast ett fåtal mätningar per år

d) Inklusive kompletterande uppgifter inkomna efter färdigställandet av årsrapporten för 1999

Tabell 5. Punktutsläpp av metaller till Kolbäcksåns vattensystem, 2000 (källor: berörda kommuner och länsstyrelser).

Utsläppskälla	Cu (kg)	Zn (kg)	Cd (kg)	Pb (kg)	Cr (kg)	Ni (kg)	Co (kg)	W (kg)	Hg (kg)
Gonäs ARV	195,0	261,5	0,24	18,6	5,0	13,2	–	–	0,024
Gärlångens ARV	7,9	115,8	0,3	4,8	2,9	14,8	–	–	0,026
Mölnortorp ARV	133,0	138,0	0,4	7,1	8,1	21,9	–	–	0,14
Virbo ARV	Metaller i utgående vatten analyseras ej ^{a)}								
ABB Ludvika ^{b)}	–	1,8	–	–	0,09	0,43	0,82	–	–
Boliden mineral, Saxdalen ^{c)}	34,4	6863	6,6	46,4	–	–	–	–	–
Bulten Produktion AB	–	6,6	2,2	–	0,7	4,3	–	–	–
Craboverket	–	1,5	0,022	0,082	0,046	–	–	–	–
Fagersta Stainless AB	<34,4 ^{d)}	<60,3 ^{d)}	<17,1 ^{d)}	<88 ^{d)}	87	325	–	–	–
Fundia Bright Bar AB	–	–	–	–	1,5	–	–	–	–
Fundia Special Bar AB + Fundia SWL AB	3,5	9,4	<0,174	<1,74	<0,348	4,87	–	–	–
Kanthal AB	11,3-11,7	2,8	–	–	8,9-10,9	54	–	–	<0,008
Seco Tools AB	0,6	1,8	0,006	0,041	0,072	0,78	8,8	19,7	–
Surahammars Bruks AB	36	107	0,18	180	36	180	–	–	–
Uniroc AB	–	–	–	–	0,03	0,09	0,02	2,2	–
Summa 2000 (ca värden)	456	7570	27	347	152	619	9,6	22	0,20
Summa 1999	452	11751	23	412	159	418	5,3	35	0,20

a) Vissa metaller tillsätts med fällningskemikalierna (förbrukade betbad från Surahammars Bruk AB)

b) Fr.o.m. augusti 2000 går avloppsvattnet till Gärlångens ARV

c) Vattenflödesuppgifter saknas för 2000 varför utsläppen har beräknats m.h.a. flödesuppgifter för 1999.

d) Beräknade m.h.a. gamla analysresultat med halter < analyserande laboratoriums rapporteringsgräns

enskilda kvävekällan är Fagersta Stainless AB som 2000 ensamt stod för nästan 40% av kvävetillförseln. 1999 tillkom det en ny kvävekälla i och med att ett nystartat värmeverk i Ludvika togs i bruk. Detta värmeverk släpper ut ett rök-gaskondensat i Lyviken, Väsman, vilket enligt tillståndsgivningen förväntades innehålla ca. 2 ton ammoniumkväve årligen. Enligt beräkningar av den totala mängden kväve som släpptes ut från anläggningen under 2000 uppgick dock dessa endast till 14 kg (Charlotte Olsson, Ludvika kommun). Även stora mängder organiskt material tillförs vattendraget årligen framförallt från de stora reningsverken. Totalt släpptes det under 2000 ut ca. 200 ton räknat som lättnedbrytbart organiskt material (BOD_7) eller 1280 ton oxiderbart material mätt som kemisk syrgasförbrukning (COD_{Cr}).

Metaller

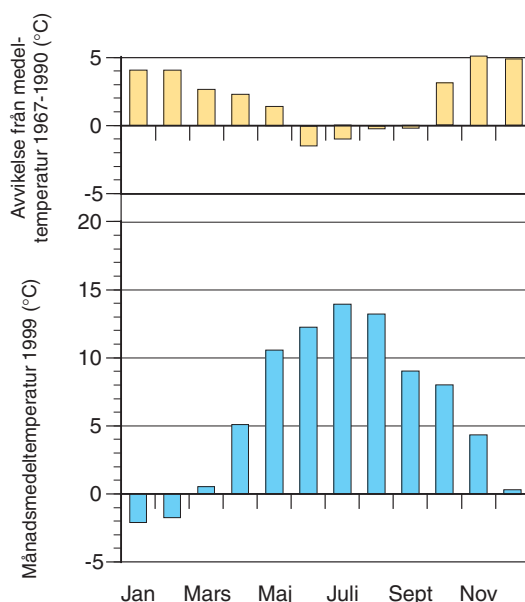
Gruvdrift och metallhantering har under lång tid varit de dominerande näringarna i området, vilket gjort att sjöar och vattendrag sedan lång tid har varit utsatta för betydande metallutsläpp. Utsläppen har dock minskat avsevärt sedan början av 1970-talet, huvudsakligen som en följd av reningsåtgärder och nedläggning av industrier (Länsstyrelsen i Västmanlands län 1996). Ett flertal punktutsläpp av olika metaller kvarstår dock (tabell 5). Den största enskilda metallföroreningskällan är resterna efter Boliden minerals verksamhet i Saxdalen, där slaggresterna från den nedlagda sulfidmalmgruvan fortfarande orsakar betydande läckage av metaller (tabell 4). De sulfidhaltiga gruvresterna har täckts med ett lager av lerhaltig morän för att motverka att resterna kommer i kontakt med syrgas och att det därigenom bildas svavelsyra (Boliden 1998). Ökad mängd svavelsyra bland gruvavfallet skulle öka utläckaget av metaller ännu mer, vilket skulle innebära ökad transport av lösta metaller till vattendrag och sjöar. Andra stora metallkällor till Kolbäcksån är Gonäs, Gårången och Mölntorps avloppsreningsverk. Bland industrierna i området kommer de största metallutsläppen från Fagersta Stainless AB, Kanthal AB och Surahammars Bruks AB (tabell 5). För övrigt så analyseras inte metaller i utgående vatten från merparten av avloppsreningsverken, varför de totala metallutsläppen till Kolbäcksån kan var större än vad som anges.

Försurning/kalkning

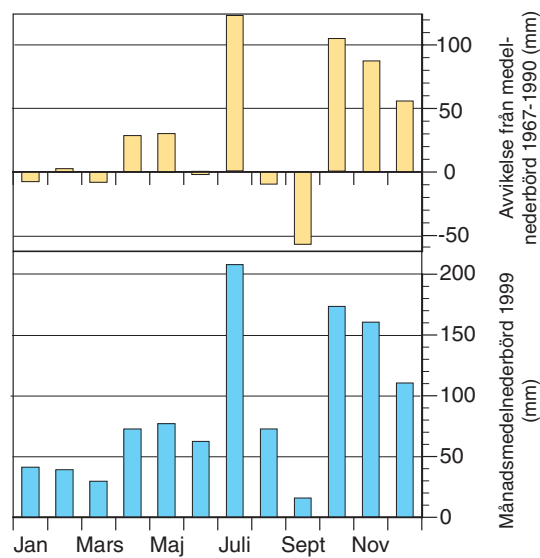
Kolbäcksåns omgivning består huvudsakligen av morän på en bergrund bestående av svårvittrade graniter och gnejser. Endast få inslag av kalkrik mark och bergrund förekommer i området. Sammantaget gör detta att vattensystemet har en låg naturlig buffringskapacitet och är därigenom känsligt för exempelvis sur nederbörd. Under lång tid har därför många små sjöar och vattendrag inom avrinningsområdet kalkats för att motverka försurningen (Sonesten m.fl. 2000). Därutöver tillkommer en viss kalkpåverkan från jordbruket.

Väderlek och vattenföring 2000

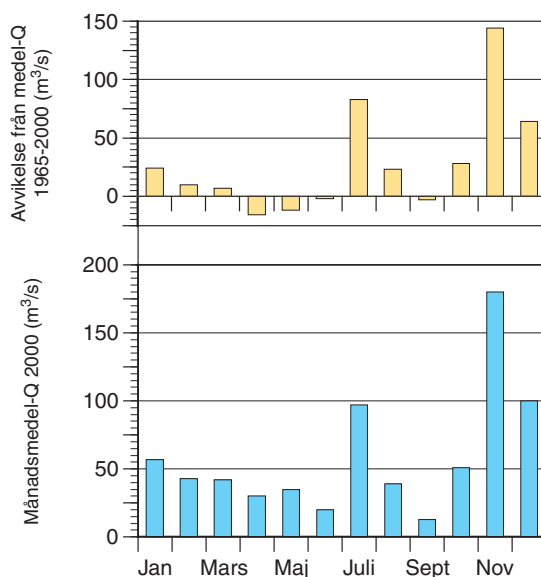
Väderlekmässigt var 2000 ett extremt år med den största årsnederbörden sedan 1901 (1076 mm) vid Ställdalen, strax NV om Kopparberg och, generellt i den södra delen av landet, den högsta medeltemperaturen sedan 1700-talet (SMHI 2000). Medeltemperaturen vid Ställdalen var 6,1 °C, vilket är en tangering av 1990 års rekord för hela 1990-talet



Figur 3. Månadsmedeltemperatur vid Ställdalen 2000, samt avvikelser från månadsmedelvärden 1967-1990.



Figur 4. Månadsmedelnederbörd vid Ställdalen 2000, samt avvikelser från månadsmedelvärden 1967-1990.



Figur 5. Månadsmedelvattenflöde vid Strömsholm 2000, samt avvikelser från månadsmedelvärden 1965-2000.

och betydligt över normaltemperaturen 4,1 °C under perioden 1967-1990 (SMHI 2000). Det blöta året resulterade i det högsta medelvattenflödet 58,9 m³/s vid Strömsholm under perioden 1965-2000, vilket nästan är dubbelt så högt som medelvärdet 29,7 m³/s för hela mätperioden 1965-1999 och 24% över rekordflödet 1977.

Året inleddes med en mild vinter och en varm vår, medan juni och juli var kyligare än normalt (figur 3). Nederbördsmängderna under årets första hälft var förhållandevis normala, medan nederbörden under juli var mycket över det normala (figur 4), vilket resulterade i för månaden betydligt högre vattenflöden än normalt (figur 5). Hösten inleddes med små nederbördsmängder under augusti och september (figur 4). Året avslutades däremot av tre mycket nederbördsrika och varma månader, med för årstiden mycket höga vattenflöden (figur 3-5).

Kolbäcksån 2000 och perioden 1997-2000

Nedan följer en redovisning av ett urval av resultaten från provtagningarna 2000 och jämförelser med perioden 1997-2000. Samtliga analysresultat för vattenkemi redovisas i bilaga 3, växtplankton i bilaga 8 och bottenfauna i bilaga 9. Dessa data finns även tillgängliga på Internet via Institutionen för miljöanalys hemsidan (se faktaruta nedan).

Fakta 1: Data från Kolbäcksån på Internet

Samtliga vattenkemiska och biologiska provtagningsdata från Kolbäcksåns sjöar och vattendrag finns tillgängliga på Internet på adressen: <http://www.ma.slu.se> (hemsidan för Institutionen för miljöanalys vid SLU). Här finns en länk till databasen för miljöövervakning där data från den nationella miljöövervakningen i sjöar och vattendrag finns lagrade tillsammans med data från en del regionala program, bl.a. Vänern. Denna databas är i sin tur uppdelad i fyra delar - vattenkemi, växtplankton, djurplankton och bottenfauna. Välj först en av dessa databaser. Sedan väljer du det program eller projekt du är intresserad av, t.ex. Kolbäcksån. Du erhåller då en lista över aktuella provtagningsstationer. Välj en av dessa stationer genom att klicka på stationsnamnet i stationslistan eller genom att klicka på stationen på kartan. Välj sedan en eller fler parametrar, period (år), säsong (månad) och nivå. Du kan sedan välja att få data redovisat i diagram- eller tabellform.

Om du vill bearbeta data vidare i andra programvaror, t.ex. i Excel, kan du ladda ner tabeller direkt som textfiler.

Att beställa data

Om Du inte har tillgång till en dator ansluten till Internet går det också bra att beställa data till självkostnadspris per telefon eller skriftligen. Ange stationsnamn, nivå, tidsperiod och variabler om Du beställer data skriftligen. Specialbeställningar som avviker från institutionens ”standardutskrift” görs helst per telefon.

Beställningsadressen är: Inst. för miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala

Tel.: 018-67 31 19 (Bert Karlsson)

E-post: Bert.Karlsson@ma.slu.se.

Vattenkemi

Samtliga resultat från de vattenkemiska undersökningarna 2000 presenteras i tabellform i bilaga 3. Utvalda vattenkemiska parametrar för sjöar och vattendrag presenteras även i figurform i bilagorna 4, 6 och 7. Bedömningar av miljötillståndet har gjorts för perioden 1998-2000 i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999), medan jämförelser i vissa fall har gjorts för hela perioden 1997-2000. Bedömningarna av miljötillståndet har gjorts med avseende på näringsämnen/eutrofiering, syrgastillstånd och syrgastärande ämnen, ljusförhållanden, surhet/försurning, samt metaller i de fall där tillräckligt underlagsmaterial funnits tillgängligt. Tillståndsbedömningen för vattenkemi i sjöarna har gjorts med avseende på resultat från provtagningarna under vinter/vårvinter, samt sommar/sensommar. I vissa fall krävs dock tätare provtagningsintervall för att erhålla tillförlitliga bedömningar, vilket gör att en del av bedömningarna blir mindre säkra. I något fall där den säsongsmässiga variationen av den undersökta parametern har varit alltför stor har vi därför avstått ifrån att bedöma tillståndet.

Näringsämnen

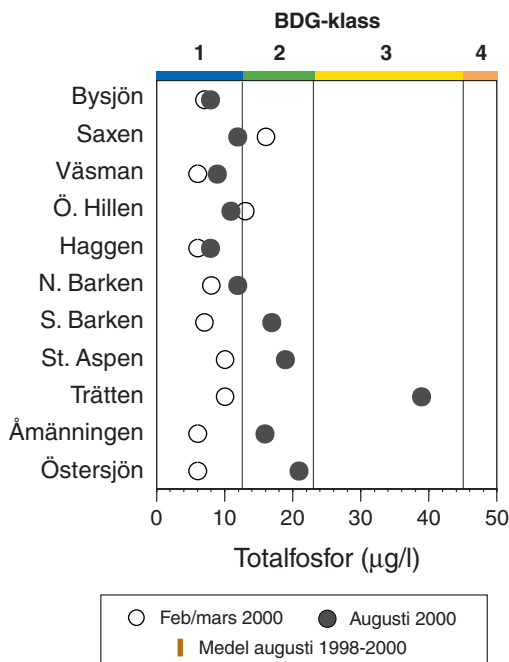
Tillgången på närsalter styr i första hand primärproduktionen i sjöar, vilken i sin tur reglerar produktionen av zooplankton och fisk. Alltför höga närsaltshalter kan leda till besvärande vattenblomningar av växtplankton och cyanobakterier (blågrönalger). I de flesta svenska sjöar styrs primärproduktionen av tillgången på fosfor, men under sensommaren kan i vissa fall förrådet av nitrat- och ammoniumkväve ta slut, vilket innebär att kväve kan bli en begränsande faktor för produktionen. Tillgången på kväve, samt förhållandet mellan nitrat och ammonium, kan även påverka artsammansättningen i växtplanktonsamhället bl.a. genom att gynna kvävefixerande cyanobakterier vid kvävebrist i vattnet.

Vid bedömningar av miljötillståndet av närsalter i vattendrag används den arealspecifika förlusten av kväve och fosfor, d.v.s. förlusten av dessa ämnen per ytenhet av avrinningsområdet. Denna arealspecifika förlust av näringsämnen är viktig för bedömningen av belastning på sjöar och havsområden. Förutom en naturlig tillförsel av närsalter från den omgivande marken, sker även en betydande tillförsel av kväve genom deposition från atmosfären. Näringsämnen tillförs också från gödslad jordbruksmark, reningsverk, industri och dagvatten. I sjöar kan även fosfor frigöras från sedimenten vid syrgasbrist i bottenvattnet, s.k. intern belastning, vilket kan vara av stor betydelse om sjöarna tidigare varit tungt belastade av närsalter och därigenom stora mängder fosfor har lagrats i sedimenten. Denna typ av fosforfrigörelse sker huvudsakligen under perioder med låga syrgashalter i bottenvattnet och sedimenten, vilket ofta uppträder i näringsrika vatten under senvintern och sensommaren, då vattnet vanligen har varit stabilt temperaturskiktat under en lång tid.

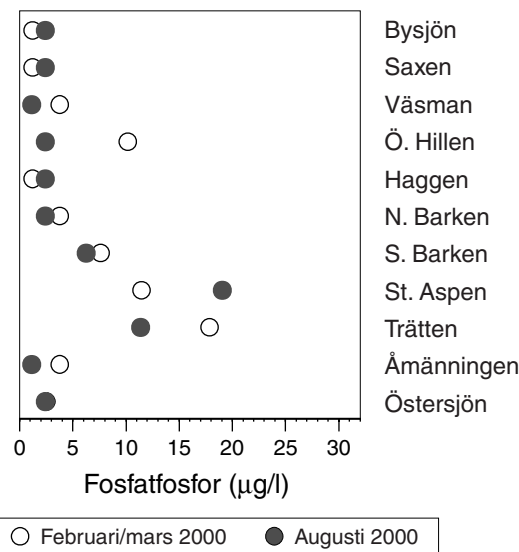
Fosfor

Totalfosforhalterna i sjöarna i den övre delen av Kolbäcksåns avrinningsområde, t.o.m. Norra Barken, var generellt låga, vanligen lägre än 12,5 µg P/l i ytvattnet (figur 6). Halterna ökade sedan drastiskt i sjöarna nedströms N. Barken, speciellt i augustiproverna. Totalfosforhalterna i sjöarna i den nedre mer näringsrika delen av vattensystemet var generellt betydligt lägre än 1999 och medelvärdena för perioden 1998-2000. De låga halterna i dessa sjöar 2000 beror sannolikt på en lägre växtplanktonproduktion, vilket antyds av de jämförelsevis låga klorofyllhalterna för augusti (figur 19). Denna låga planktonproduktion orsakades sannolikt av den kalla och regniga sommaren (se Väderlek och vattenföring). Det generella mönstret med ökande totalfosforhalter ju längre ner i systemet vattnet kommer gäller även för vattendragen, men halterna var däremot ofta något högre i vattendragen jämfört med närliggande sjöarna (bilaga 4). Detta beror på att en större del av den partikelbundna fosfor sedimenteras och fastläggs i sjöarnas sediment, medan vattenflödet i vattendragen är större och därigenom tillåter mer och större partiklar att stanna kvar i vattenmassan.

Även fosfatfosforhalterna hade samma tendens till ökande halter i såväl sjöar som vattendrag längs med vattnets transport ner i åsystemet (bilaga 4). Undantag är dock markant högre halter i bottenvattnet speciellt i vissa sjöar i den nedre delen av vattensystemet (figur 7). Detta beror på utläckage av fosfat från sedimentet under perioder med låg syrgashalt i bottenvattnet och sedimentet (jfr figur 16).



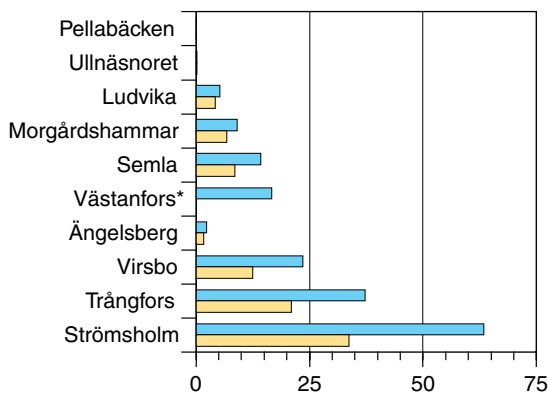
Figur 6. Totalfosforhalt i ytvatten i feb/mars och augusti 2000, samt medelvärden för perioden 1998-2000, från sjöar i Kolbäckens avrinningsområde. Bedömningsklasser (BDG-klass) enligt Naturvårdsverket (1999).



Figur 7. Fosfatfosforhalt i bottenvatten i feb/mars och augusti 2000, från sjöar i Kolbäckens avrinningsområde.

Miljötilståndet med avseende på totalfosforhalter i ytvatten under 1998-2000 i den övre delen av Kolbäckens vattensystem (t.o.m. Norra Barken), bedöms var gott, med låga halter (bedömningsklass 1, figur 6). Sjöarna nedströms hade däremot måttligt höga halter av totalfosfor (klass 2), förutom Trätten som hade höga halter (klass 3). De successivt ökande fosforhalterna i vattensystemet beror dels på den längre ner i systemet ökande belastningen från reningsverk och andra punktkällor, samt den högre andelen jordbruksmark i den nedersta delen av Kolbäckens avrinningsområde, dels på att de övre delarna domineras av stora djupa sjöar som fungerar som sedimentationsfällor.

De totala mängderna fosfor som transporterades med Kolbäckens vatten under 2000 vid samtliga vattendragstationer större eller mycket större än motsvarande medelvärden för hela perioden 1997-2000 (figur 8). I den nedre delen av vattensystemet var fosfor-



Figur 8. Totala transporten av fosfor 2000 (blå staplar), samt medelvärden av den årliga transporten under 1997-2000 (gula staplar) vid vattendragsstationer i Kolbäckens vattensystem. *indikerar ny station för 2000.

transporterna under året hela 78-88% större än medeltransporterna under mätperioden (bilaga 5). Detta beror dock inte på någon drastisk ökning i fosforutsläpp till ån, utan på det mycket höga vattenflödet under året som transporterat ut ovanligt mycket fosfor från omgivande marker. Det största fosfortillskottet till Kolbäcksåns vatten sker efter Åmänningen, där ån rinner i genom ett område som dels karakteriseras av jämförelsevis mer jordbruksdominerade marker och dels saknar stora djupa sjöar som skulle kunna fungera som sedimentationsfällor. I den övre mer skogdominerade delen av avrinningsområdet var ökningen i fosfortransporter mindre (23-68%).

Kväve

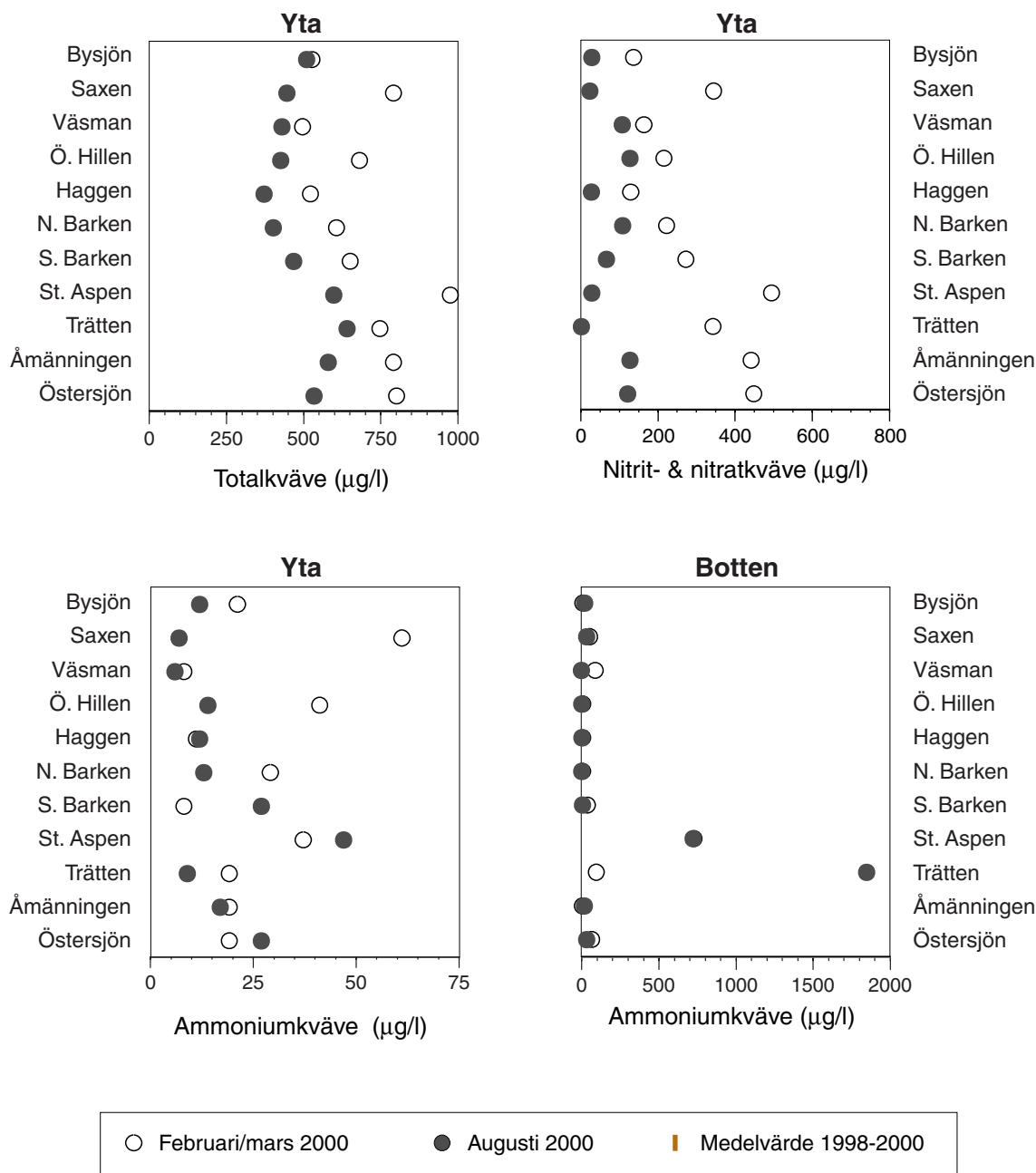
Totalkvävehalterna i sjöarnas ytvatten varierade mycket mellan provtagningarna i februari/mars och augusti (figur 9). Generellt var halterna högre både i yt- och bottenvattnet vid vinterprovtagningen, vilket sannolikt beror på ett upptag av kväve av primärproducerande växtplankton under våren och sommaren, vilka när de dör sjunker till bottenarna och därigenom tar med sig en stor del av kvävet, förutom många andra ämnen bundna till det utsedimenterande materialet.

I vattendragen uppvisar totalkvävehalterna ett liknande mönster som det för fosfor, med ökande halter längre ner i systemet (bilaga 4), vilket beror på den successivt ökande belastningen nedströms i vattensystemet. Totalkvävehalterna i Stora Aspen och Trätten skiljer sig dock påtagligt från övriga sjöar. Stora Aspen tar emot mycket kväve från industri och hushåll i Fagersta och Västanfors, var av den största kvävekällan är Fagersta Stainless AB som 2000 stod för nästan 40% av kvävetillförsel från samtliga enskilda punktutsläpp till Kolbäcksåns vattensystem (tabell 3). De mycket höga totalkvävehalterna i den näringsrika Trätten, beror däremot till största delen på ett läckage av ammoniumkväve från sedimenten under perioder med syrgasbrist i bottenvattnet (jfr figur 12 och 16).

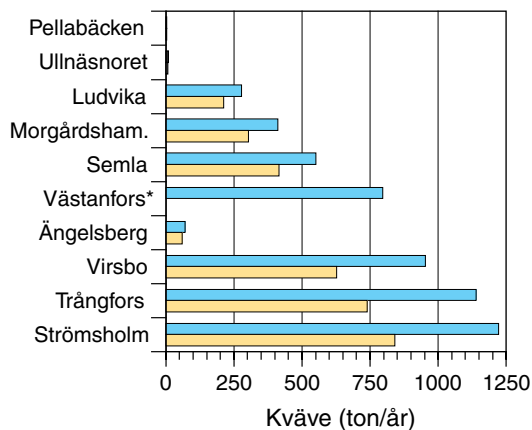
Många av sjöarna i åsystemet uppvisade mycket låga halter av nitrit/nitrat- och ammoniumkväve vid augustiprovtagningen (figur 10 och 11), vilket tyder på ett stort upptag av oorganiskt kväve av växtplankton i dessa sjöar.

På grund av att kväveomsättningen är mycket stor under en säsong och att halterna därigenom varierar kraftigt under året, är bedömningar av miljötillstånd m.a.p. kvävehalter inte lämpliga när endast ett fåtal provtagningar har ägt rum (Naturvårdsverket 1999). Ingen bedömning av miljökvaliteten har därför gjorts på kvävehalterna i Kolbäcksåns sjöar.

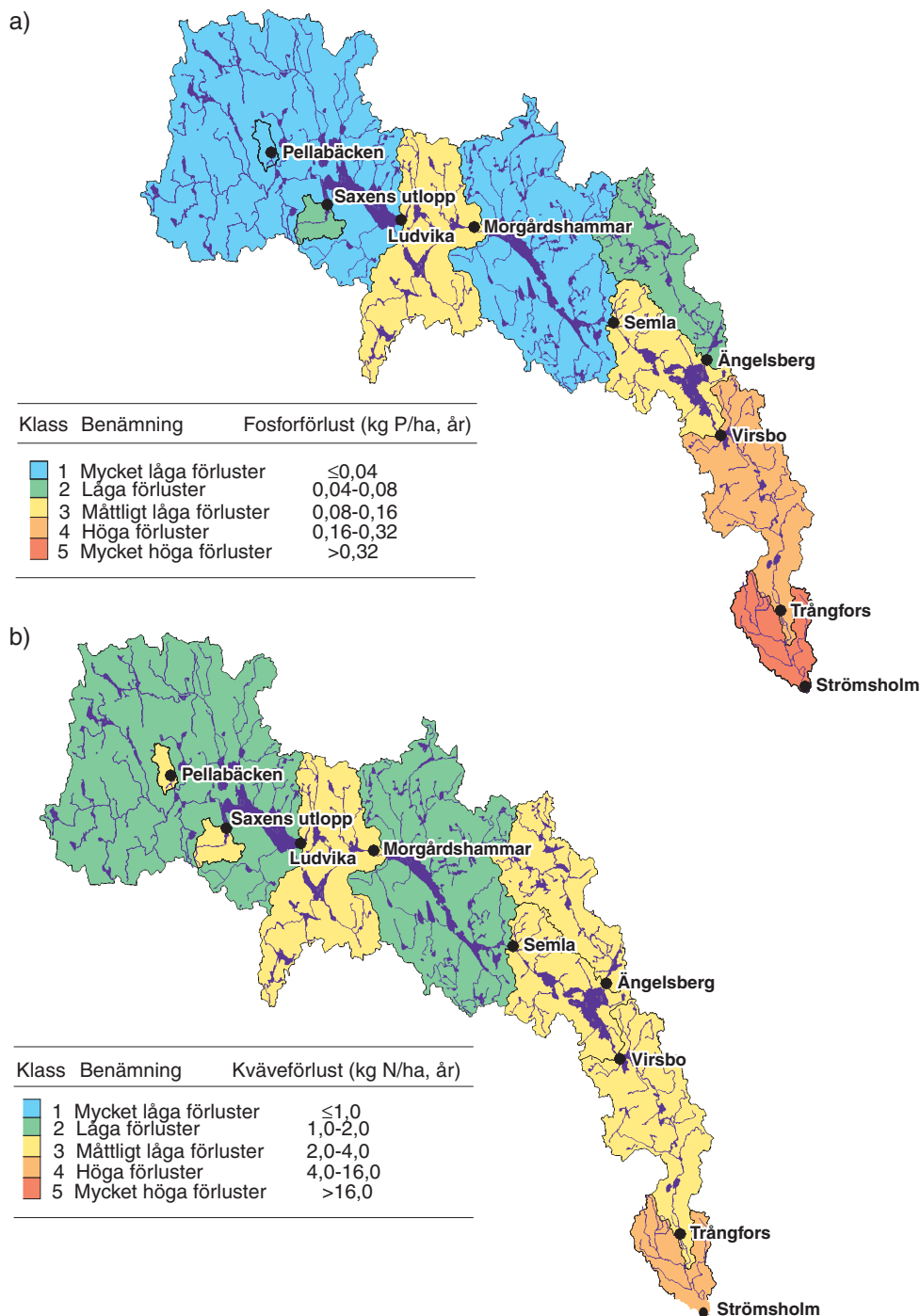
De totala kvävetransporterna under 2000 inom Kolbäcksåns vattensystem översteg vid samtliga vattendragstationer de årliga medeltransporterna för hela perioden 1997-2000 (figur 13). Liksom för fosfortransporterna under året var de största ökningarna i den nedre delen av systemet (45-54%), medan ökningen var mindre i de övre delarna av åsystemet (21-39%). Den stora ökningen i transporterad mängd kväve efter stationen i Semla beror till stor del på ett 69% större utsläpp av kväve från Fagersta Stainless AB under 2000 jämfört med året innan (Sonesten m.fl. 2000, samt tabell 3).



Figur 9-12. Halterna av totalkväve, nitrit/nitratkväve i ytvatten, ammoniumkväve i både yt- och botten- vatten i feb/mars och augusti 2000, samt medelhalterna för perioden 1998-2000, från sjöar i Kolbäckens vattensystem.



Figur 13. Totala transporten av kväve 2000 (blå staplar), samt medelvärden av den årlig transporten under 1997-1999 (gula staplar) vid vattendragsstationer i Kolbäckens vattensystem. *indikerar ny station för 2000.



Figur 14. Areal specifika förluster av fosfor (a) och kväve (b) från vattendragsstationernas närområden 1998-2000 (definition av närområde enligt figur 2). Bedömningar av miljötillståndet enligt Naturvårdsverket (1999). OBS! Ingen hänsyn har tagits till förlusterna i närområdet till den nya stationen Västansfors eftersom data endast finns för 2000.

Areal specifika förluster av fosfor och kväve

De totala areal specifika förlusterna av fosfor och kväve från hela Kolbäckens avrinningsområde till Mälaren bedöms vara måttligt låga (bedömningsklass 3 enligt Naturvårdsverket 1999) för perioden 1998-2000. Fosforförlusten var i medeltal 0,125 kg P/ha och år

under denna period, medan motsvarande kväveförlust var 2,80 kg N/ha och år (bilaga 5). För de olika delavrinningsområdena och närområdena var de arealspecifika förlusterna av fosfor under treårsperioden 1998-2000 mycket låga (bedömningsklass 1) eller låga (klass 2) i de övre delarna av avrinningsområdet t.o.m. Virsbo (figur 14). Med närområdet avses i detta fall ett delavrinningsområde exklusive ev. uppströms liggande delavrinningsområden med vattendragsstationer (se figur 2). Om man enbart ser till 2000 var fosforförlusterna större för samtliga områden jämfört med såväl den senaste treårsperioden som för hela perioden 1997-2000 (bilaga 5 och 6). Även kväveförlusterna var större under 2000 jämfört med de båda perioderna, med undantag för förlusterna i närområdet till Strömsholm under perioden 1997-2000. Detta beror på att kväveförlusterna i detta område var mycket stora under 1997, vilket har en mycket stor inverkan på medelvärdet för mätperioden 1997-2000. Närsaltsförlusterna är speciellt stora i området nedströms Fagersta, vilket dels beror på punktutsläpp, vilket speglas i höga kväve- och fosforförluster (klass 3) i närområdet mellan Semla/Ängelsberg och Virsbo, dels på ett kvävetillskott från området kring Trätten. De största arealspecifika förlusterna återfinns i området mellan Trångfors och Strömsholm (figur 14, samt bilaga 5 och 6). Kväveförlusterna klassas i detta närområde som höga (klass 4), medan fosforförlusterna är extremt höga (klass 5), vilket beror förhållandevis större andel lättvittrade jordbruksmarker i området (tabell 2).

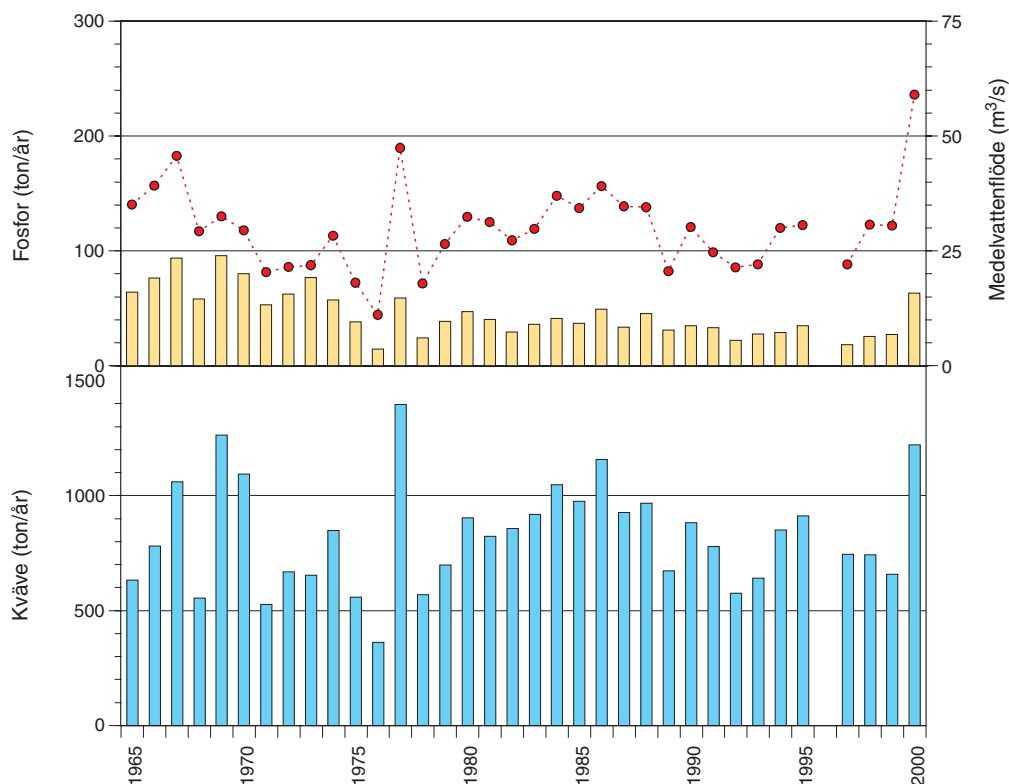
Transport av kväve och fosfor vid Strömsholm 1965-2000

Den totala mängden fosfor som transporterades med Kolbäcksåns vatten ut i Mälaren 2000 var ca 63 ton, vilket är nästan dubbelt så mycket som årsmedeltransporten på ca. 33 ton under perioden 1997-2000. Inte sedan 1970-talet, då fosforeringen av avloppsvatten var i sin linda, har fosfortransporten ut från Kolbäcksåns avrinningsområde varit så stor som under 2000 (figur 15). Detta beror dock inte på någon drastisk ökning av fosfortutsläpp till ån, utan på det mycket höga vattenflödet under året som transporterat ut ovanligt mycket fosfor från omgivande marker. Det största fosfortillskottet till Kolbäcksåns vatten sker efter Åmänningen, där ån rinner i genom ett område som dels karakteriseras av jämförelsevis mer jordbruksdominerade marker och dels saknar stora djupa sjöar som skulle kunna fungera som sedimentationsfällor.

Den totala uttransporten av kväve från Kolbäcksån till Mälaren var totalt drygt 1200 ton under 2000, vilket är drygt 45% över den årliga medeltransporten för hela perioden 1997-2000 (figur 13) och det största utflödet av kväve till Mälaren sedan rekordåret 1977 (figur 15). Totalt tillfördes ca 450 ton kväve till vattensystemet från olika punktkällor under 2000 (tabell 3), vilket innebär att knappt 40% av Kolbäcksåns kvävebelastningen på Mälaren har sitt ursprung från olika punktutsläpp (om ingen hänsyn tas till ev. kväveförluster till atmosfären och/eller sedimenten).

Syrgastillstånd och syrgastärande ämnen

Syrgasförhållanden i sjöar och vattendrag varierar beroende på produktionsförhållanden och belastning av organiskt material, vilket inkluderar mänsklig tillförseln av syrgastärande ämnen och humus med ett naturligt ursprung i omgivande marker. I temperaturskiktade näringsrika sjöar uppstår ofta syrgasfria eller nära syrgasfria förhållanden i



Figur 15. Årlig uttransport av fosfor och kväve från Kolbäckån vid Strömsholm till Mälaren 1965-2000, samt årsmedelvattenföringen vid Strömsholm under samma period.

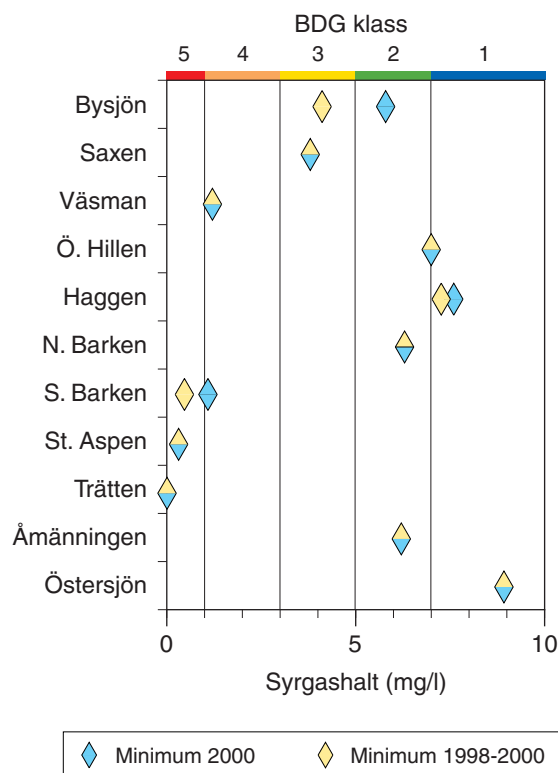
bottenvattnet vid slutet av stagnationsperioderna under vårvinter och sensommar. Dessa perioder med låga syrgashalter är kritiska för många organismer. Vid bedömning av syrgastillståndet bör även mängden syrgastärande ämnen beaktas. Halten av organiskt material kan ge information om risken för att låga syrgashalter uppträder under långa stagnationsperioder, då ingen ny syrgas tillförs till de djupare delarna. I oskiktade sjöar görs bedömningen av syrgastillståndet i den cirkulerande vattenmassan och i skiktade sjöar görs bedömningen av tillståndet i bottenvattnet. Bedömning sker av säsongsvisa minimihalter som uppkommer under de kritiska perioderna vårvinter/vår och sensommar/höst under tre år. Inga syrgasmätningar sker i Kolbäcksåns rinnande vatten, vilket innebär att bedömningarna således endast kan utföras av sjöar.

Fakta 2: Temperaturskiktning av sjöar

Under sommarhalvåret värms ytvattnet upp. Genom vindpåverkan fördelas värmen i sjön, men i djupa sjöar förmår vindarna bara blanda om vattnet till ett visst djup och det djupare vattnet förblir kallt och en skiktning av sjön uppstår. Den syrgas som finns i det djupare bottenkiktet måste då räcka fram till nästa omblandningsperiod under hösten om inte bottenvattnet ska bli syrgasfritt. Syrgasen förbrukas bl.a. vid nedbrytning av döda plankton och annat organiskt material. Tidpunkten för när skiktningen etableras och hur djupt omblandningen sker, beror på lufttemperaturen, solinstrålningen, samt vindarnas styrka och riktning. I grunda sjöar kan hela sjön blandas om även under sommaren, men även här kan en skiktning tillfälligt etableras. Mellanårsvariationen för skiktningförhållandena är stor, vilket gör att även syrgasförhållandena vid botten kan variera mycket mellan olika år.

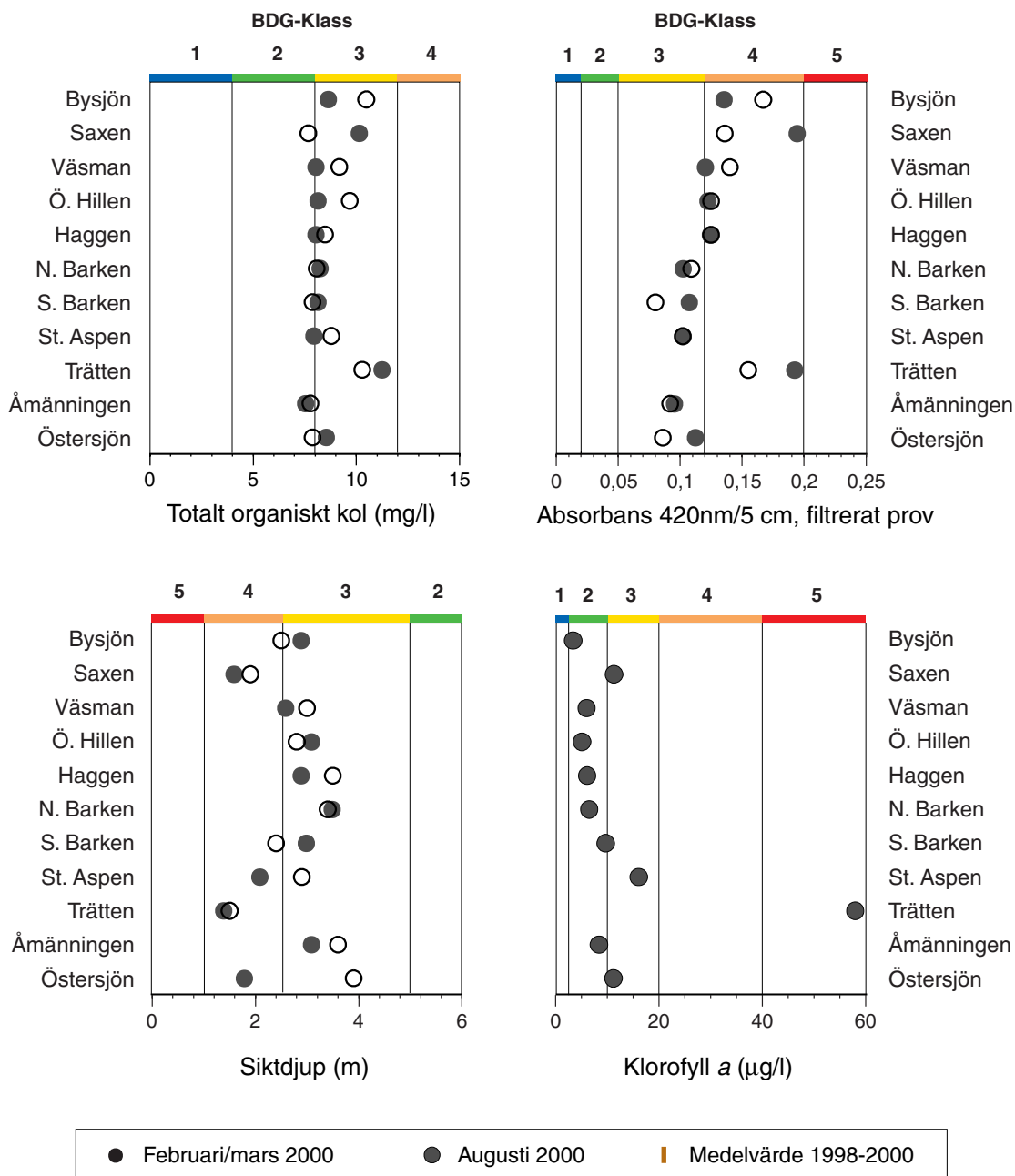
Syrgashalt

Syrgashalten i sjöarnas bottenvatten varierar mycket mellan åren framförallt beroende på belastningen av organiskt material och temperaturskiktningens längd. Många av sjöarna, speciellt i den övre delen av avrinningsområdet har under perioden 1998-2000 haft förhållandevis goda syrgasförhållanden i bottenvattnen (figur 16, samt bilaga 7) och tillståndet för perioden bedöms för dessa sjöar vara måttligt syrgasrikt till syrgasrikt (bedömningsklass 2 resp. 1). Ett undantag från dessa goda syrgasförhållanden är Väsman som endast hade 1,2 mg O₂/l i augusti 2000, vilket är den lägsta halten sedan provtagningarna startade i sjön 1978 (tidigare lägsta halt var 5,8 mg O₂/l i februari 1996). Till skillnad från sjöarna i den övre delen av vattensystemet, har sjöarna nedströms Norra Barken ofta perioder med mycket låga syrgashalter. Under perioden 1998-2000 har de tre översta av dessa sjöar haft syrgasfattiga, eller i Trättens fall t.o.m. syrgasfria förhållanden i bottenvattnen



Figur 16. Minsta uppmätta syrgashalter under februari/mars och augusti 2000, samt februari-april och augusti under hela perioden 1997-2000, i sjöar inom Kolbäckens vattensystem. Bedömningar av miljötillstånd enligt Naturvårdsverket (1999).

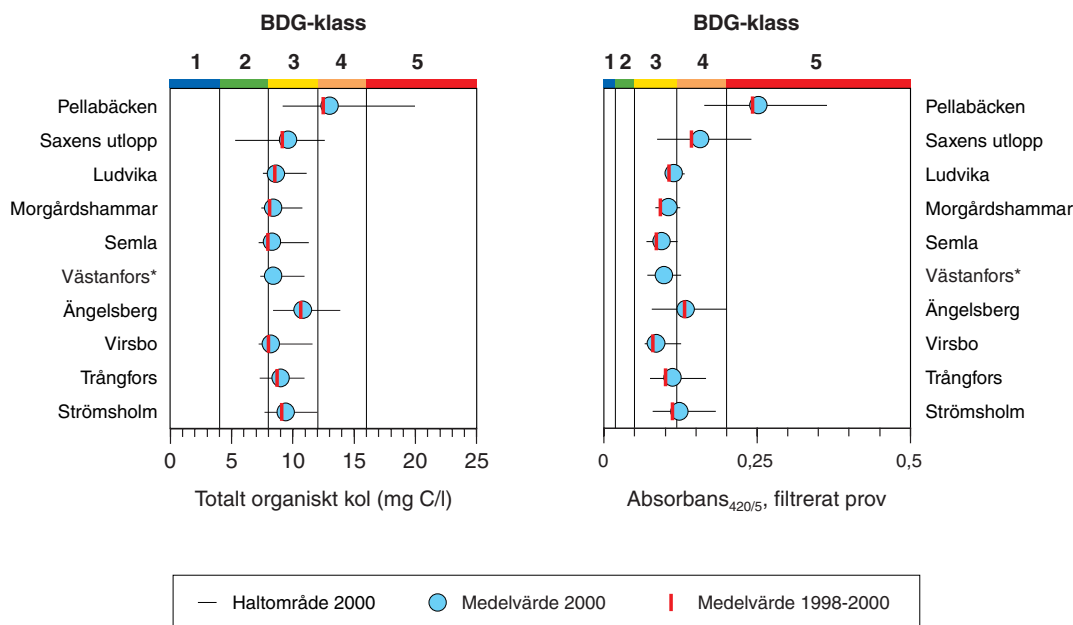
(klass 4 resp. 5). De grunda sjöarna Åmänningen och Östersjön (medeldjup 6 resp. 3 m), som ligger längst ned i systemet, hade däremot syrerika till måttligt syrgasrika förhållanden under perioden, men har tidigare uppvisat låga syrgashalter. Dessa sjöar var senast temperaturskiktade under 1997, då också syrgasförhållandena var dåliga (Sonesten m.fl. 2000). Perioder med låga syrgashalter kan således förekomma i dessa sjöar under långa stagnationsperioder.



Figur 17-20. Totala halten organiskt kol (TOC), vattenfärg (absorbans), siktdjup och halten klorofyll a i sjöar inom Kolbäckens vattensystem februari/mars och augusti 2000, samt medelvärden för perioden 1998-2000. Bedömningar av miljötillstånd enligt Naturvårdsverket (1999). Observera att klorofyll endast mäts i augusti.

Syrgastärande ämnen (organiskt material)

Halten av organiskt material (totala halten löst organiskt kol, TOC) och vattenfärgen (Absorbans_{420/5}) var generellt något högre i sjöarna i de övre delarna av avrinningsområdet under såväl 2000 som under perioden 1998-2000 (figur 17-18). Detta beror på ett större inflytande av humus och annat organiskt material i dessa sjöar, vilket i sin tur beror på en större skogspåverkan i detta område. Det samma gäller även halterna i Trätten som är högre än i nedströms sjöar, vilket beror på att även Trätten ligger högt upp i det delavrinningsområde som utgör ett sidotillflöde till själva Kolbäckens huvudflöde.



Figur 21-22. Medelvärden och haltområden av den totala mängden organiskt material och vattenfärg för 2000, samt medelvärden för perioden 1998-2000, vid vattendragsstationer inom Kolbäckens vattensystem. Vattenfärgen mätt som absorbans vid 420 nm i 5-cm:s kyvett. *indikerar ny station för 2000.

Samma tendens till högre TOC-halter och högre vattenfärg kan också skönjas för de övre av Kolbäckens vattendragsstationer (figur 21-22). Sammantaget för perioden 1998-2000 bedöms samtliga sjöar och vattendragsstationer, utom Pellabäcken, ha måttligt höga halter av organiskt material (klass 3). Halterna i Pellabäcken översteg knappt gränsen till klass 4 och bedöms därmed som höga.

Ljusförhållanden

Ljusförhållandena i vattnet är av avgörande betydelse för många vattenlevande organismer. Detta gäller speciellt primärproducenter som växtplankton och undervattensväxter. Bedömningar av ljusförhållanden i sjöar kan baseras på årliga säsongsmedelvärden (maj-oktober) av vattenfärg (färgtal eller absorbans vid 420 nm), vattnets grumlighet (turbiditet) och/eller siktdjupet. I vattendrag görs bedömningen utifrån årsmedelvärden av vattenfärg och/eller grumlighet. Vattenfärgen varierar på grund av avrinningsområdets beskaffenhet (humustillförsel från skog och myrmarker, samt vissa järn- och manganföreningar ger hög vattenfärg), grundvattenståndet i avrinningsområdet, samt sjöarnas uppehållstid (sjöar med lång uppehållstid är normalt mindre färgade p.g.a. avfärgning genom fotokemiska och biologiska processer). Siktdjupet i sjöar regleras till stor del av växtplanktonförekomsten, vars biomassa kan uppskattas med vattnets klorofyllhalt, men även vattnets färg spelar en viss roll. Förhållandet mellan siktdjup och växtplanktonbiomassa är dock i viss mån självreglerande, på grund av självskuggning om blir alltför stor.

Vattenfärg

Både sjöar och vattendragsstationer i de övre delarna av avrinningsområdet uppvisar högre vattenfärg än nedströms provtagningslokaler (figur 18 och 22, samt bilaga 4). Detta beror på, som tidigare nämnts, betydelsen av humustillförsel som framförallt kommer från omgivande skogs- och myrmarker i de övre delarna av vattensystemet (se ”Syrgastärande material”). Generellt var vattenfärgen högre under 2000 jämfört med treårsperioden 1998-2000 (figur 18 och 22), vilket beror på en större uttransport av bl.a. humusämnen orsakat av de höga nederbörds mängderna och de därav höga vattenflödena i åsystemet (se ”Väderlek och vattenföring 2000”). Sammantaget för perioden 1998-2000 bedöms flesta sjöar och vattendragstationer ha måttligt färgat vatten (klass 3). Undantagen är sjöarna Saxen, Bysjön och Trätten, samt vattendragstationerna Pellabäcken, Saxens utlopp och Ängelsberg. Samtliga av dessa hade betydligt färgat vatten (klass 4), förutom Pellabäcken som hade starkt färgat vatten (klass 5).

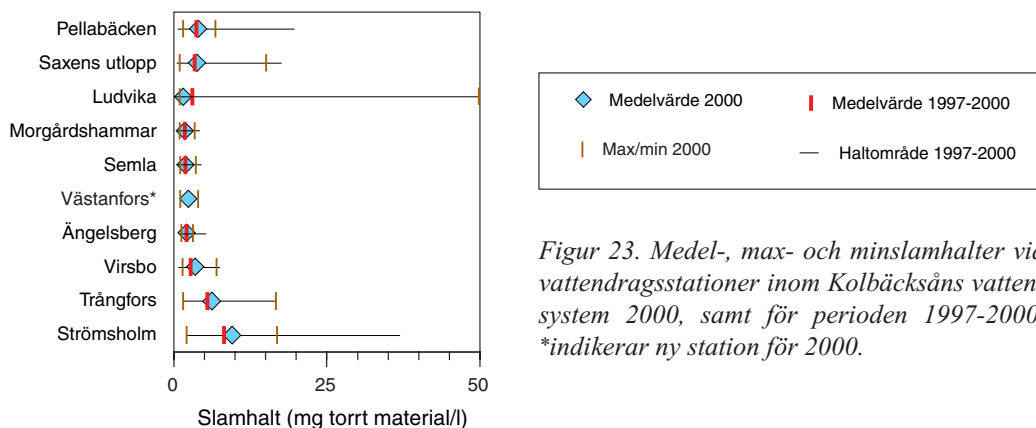
Siktdjup och klorofyllhalt i sjöar

Den högre växtplanktonproduktionen (se Växtplankton-avsnittet) i sjöar i den nedre delen av Kolbäcksåns vattensystem åskådliggörs väl av de markant mindre siktdjupen och högre klorofyllhalter i augusti (figur 19 resp. 20), jämfört med de övre delarna av systemet. Vid provtagningen i februari/mars var dock siktdjupet likartat i de olika sjöarna. Klorofyllhalterna i augusti 1998-2000, bedöms vara måttligt höga (klass 2) i sjöarna i den övre delen av vattensystemet, ned t.o.m. Södra Barken (figur 19). Halterna i sjöarna nedströms S. Barken var höga (klass 3), förutom i den näringsrika Trätten, där halterna var extremt höga (klass 5).

Slamhalt i vattendragen/erosion

Grumligheten i ett vattendrag beror till största delen på erosion av omgivande marker, men även uttransport av resuspenderat sediment och plankton från uppströms liggande sjöar, samt utsläpp av partikulärt material, kan påverka vattnets grumlighet. Grumligheten kan mätas på ett flertal sätt, t.ex. slamhalt, absorbansskillnaden mellan ofiltrerat och filtrerat prov, samt som turbiditet genom jämförelse med någon känd grumlighetsgradient.

Medelhalterna av slam vid vattendragsstationerna i Kolbäcksåns vattensystem är förhållandevis likartade ner till området kring Virsbo och Trångfors (figur 23). I den nedre delen



Figur 23. Medel-, max- och minslamhalter vid vattendragsstationer inom Kolbäcksåns vattensystem 2000, samt för perioden 1997-2000. *indikerar ny station för 2000.

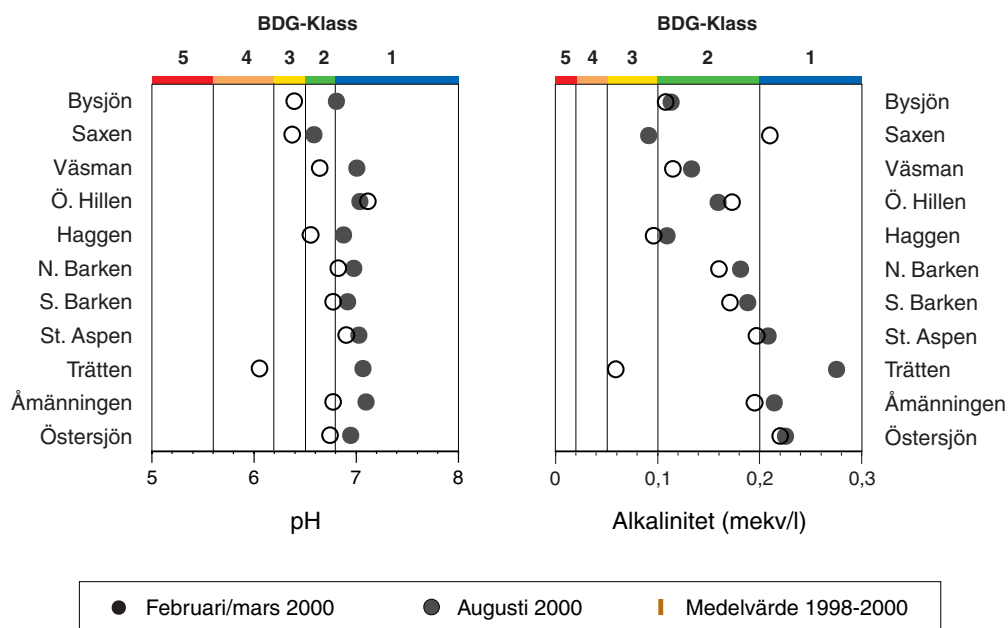
av åsystemet tilltar den mängd slam som transporteras med vattnet kraftigt, vilket beror på erosion av de lättvittrade jordbruksmarkerna i detta område. Variationen i slamhalt är dock kraftig i såväl de övre delarna av vattensystemet, som i de nedre delarna (figur 23). Detta orsakas framförallt av variationer i vattenföring som i sin tur beror på nederbörds-mängden. Således har de högsta slamhalterna vanligen sitt ursprung i perioder med höga vattenflöden.

Surhet/försurning

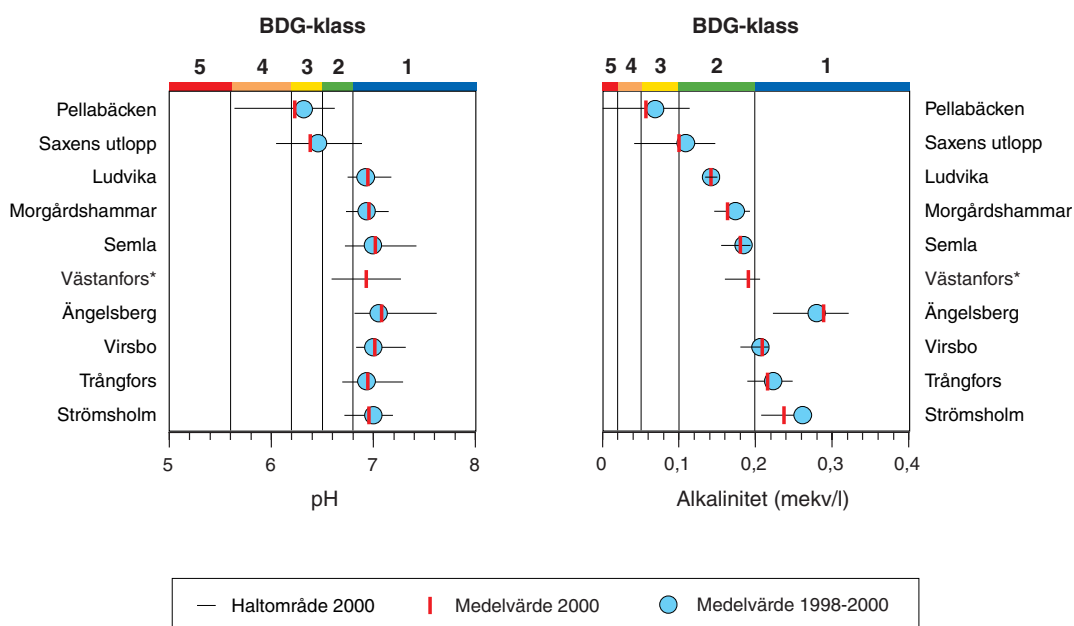
Vattnets surhetsgrad (pH) är viktig för vattenlevande organismer genom att den påverkar balansen mellan deras inre miljö och det omgivande vattnet och därmed flera viktiga omsättningsprocesser. Surhetsgraden påverkar också lösligheten av metaller, vilket gör att metallernas rörlighet vanligen ökar i både mark och vatten när surheten ökar. De flesta vatten har ett förråd av vätekarbonatjoner (HCO_3^-) som gör att vattnet har en viss buffertkapacitet, d.v.s. förmåga att neutralisera sura komponenter, vanligen vätejoner (H^+). Som ett mått på vattnets buffertkapacitet används alkalinitet, vilket motsvarar vattnets förmåga att neutralisera de sura komponenterna. Surhetsgraden varierar ofta kraftigt i näringsrika vatten med hög primärproduktion, med förhöjda pH-värden under perioder med hög produktion och låga pH-värden när nedbrytningsprocesser dominerar. Bedömningen av tillstånd bör därför hellre baseras på den mer stabila alkalinitet än pH om antalet mättillfällen är lågt. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) skall medianvärden användas vid tillståndsklassningar av vattnets surhet. I denna utvärdering har dock vanliga geometriska medelvärden använts för att underlätta jämförelser med tidigare års undersökningar. Bedömningarna skall dessutom göras på minst 12 provtagningar inom 1-3 år, vilket inte har varit möjligt att göra för det begränsade materialet från Kolbäckens sjöar. Vattendragen har däremot undersökts varje månad under hela perioden 1997-2000. Miljötillståndsbedömningarna för vattendragen är därför säkrare, medan bedömningarna för sjöarna bör ses med en viss försiktighet.

Sjöarna i Kolbäckens vattensystem hade ett i allmänhet svagt till måttligt surt ytvatten (klass 2 resp. 3) vid provtagningen i februari/mars, medan pH-värdena var nära neutralt (klass 1) i augusti (figur 24). Ett likartat mönster kan observeras för hela perioden 1998-2000, vilket gör att de beräknade medelvärdena hamnar mellan dessa ytterligheter, och de flesta sjöar bedöms ha ett nära neutralt pH i ytvattnet (klass 1). Detta stämmer överens med pH läget vid vattendragsstationerna 2000, vilka generellt sett hade pH-värden kring 7 (figur 26). Även för hela perioden 1998-2000, bedöms de flesta av vattendragsstationerna ha ett nära neutralt pH (klass 1). Undantag från detta generella mönster är dels sjöarna Saxen, Bysjön och Trätten, vilka framförallt hade ett surt ytvatten i slutet av februari/början av mars (figur 24), och dels vattendragstationerna Pellabäcken och Saxens utlopp (figur 26). De jämförelsevis låga pH-värdena i sjöarna under senvintern tyder på en inverkan av nedbrytning av organiskt material. Saxen och dess utlopp, samt Bysjön och Pellabäcken ligger dessutom i några av de få delar av Kolbäckens avrinningsområde som inte kalkas (Sonesten m.fl. 2000) och har följaktligen ofta lägre pH än övriga undersökta delar av vattensystemet.

Merparten av de undersökta sjöarna och vattendragen i Kolbäckens vattensystem har mycket god eller god buffertförmåga (figur 25 och 27). Undantag från detta mönster är, liksom för pH-värdena, Saxen och Pellabäcken (figur 27). Båda dessa vattendrag har



Figur 24-25. Vattnets surhetsgrad (pH) och buffringsförmåga (alkalinitet) i sjöar inom Kolbäckens vattensystem i februari/mars och augusti 2000, samt medelvärden för perioden 1998-2000.



Figur 26-27. Medelvärden och haltintervall för 2000, samt medelvärden för perioden 1998-2000, av vattnets surhetsgrad (pH) och buffringsförmåga (alkalinitet) i vattendrag inom Kolbäckens vattensystem. *indikerar ny station för 2000.

uppvisat en mycket stor spridning i buffertförmåga, liksom Saxens utlopp och Bysjön som tidigare år också har uppvisat lägre buffertkapacitet. Även alkaliniteten i Trätten uppvisar en mycket stor variation under året, med mycket låg buffertförmåga under sen-vintern, vilket sannolikt beror på nedbrytning av organiskt material. Den goda buffertförmågan i övriga delar av vattensystemets centrala delar, beror troligen till stor del på den omfattande kalkningsverksamhet som bedrivs och har bedrivits i de perifera delarna av avrinningsområdet (Sonesten m.fl. 2000).

Metaller

Metaller förekommer naturligt i låga halter i sötvatten. Naturliga metallhalter i ett vatten är ett resultat av avrinningsområdets berggrund och jordarter, samt vattnets surhetsgrad och innehåll av organiskt material. Till detta kommer dessutom mänsklig påverkan genom utsläpp av metaller till luft och vatten. Många metaller är i små mängder livsnödvändiga för växter och djur. Höga halter påverkar däremot organismerna negativt. Redan vid måttligt förhöjda metallhalter kan skador uppträda på organismer, speciellt i de lägre delarna av näringskedjan (t.ex. på växt- och djurplankton) som ofta är känsligare än högre organismer.

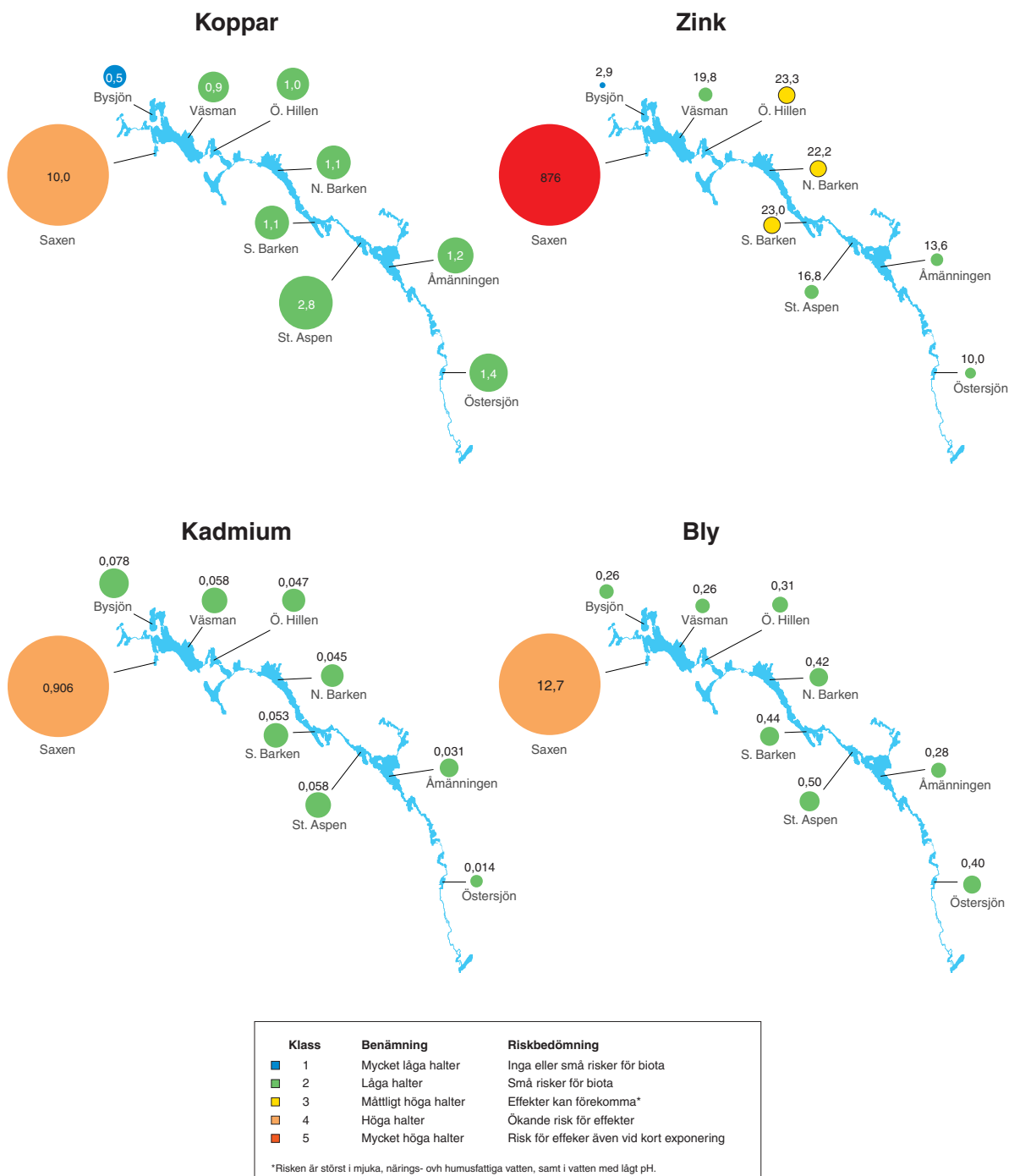
Under lång tid har Kolbäckssåns vattensystem belastats med metaller från gruvhantering och metallindustri (se även "Mänsklig påverkan" i avsnittet "Yttre förhållanden och väderlek"). Metallutsläppen har dock minskat avsevärt sedan början av 1970-talet. Stora mängder metaller finns dock kvar i mark, sjösediment och vatten, vilket medför att en stor diffus transport av metaller sker inom vattensystemet, förutom de direkta punktutsläpp som finns i systemet (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 1996).

Metallhalter

Saxen är fortfarande den i särklass mest metallkontaminerade sjön inom Kolbäckssåns avrinningsområde (bilaga 3 och 4). Sjöns vatten uppvisar fortfarande höga eller mycket höga halter av flertalet undersökta metaller (figur 28). Under 1998-2000 var zinkhalten i Saxens ytvatten i genomsnitt mycket hög (klass 5), medan halterna av koppar, kadmium och bly var höga (klass 4). Metallhalterna i Saxen kan variera mycket både mellan ytvatten och bottenvatten, samt mellan de olika provtagningarna under året. Ofta är halterna högst i bottenvattnet under augustiprovtagningarna (bilaga 3 och 4). Halterna vid vinterprovtagningen 2000 var dock halterna mycket lägre än normalt, endast ca. en tiondel av de normala nivåerna för sjön. Detta beror sannolikt på att provet har spätts ut med smältvatten, antingen genom att ett lager med smältvattnen har funnits strax under isen eller att vatten på isen har runnit ner i provtagningshållet i isen. Halterna i sjöns utlopp till Väsman var däremot som vanligt i samma storleksordning som halterna i själva sjön. Under den sista treårsperioden har genomsnittshalterna av både zink och bly varit mycket höga (bilaga 3 och 4). Kadmiumhalten i Saxens utlopp var hög (klass 4), medan kopparhalten var måttligt hög under samma period (klass 3).

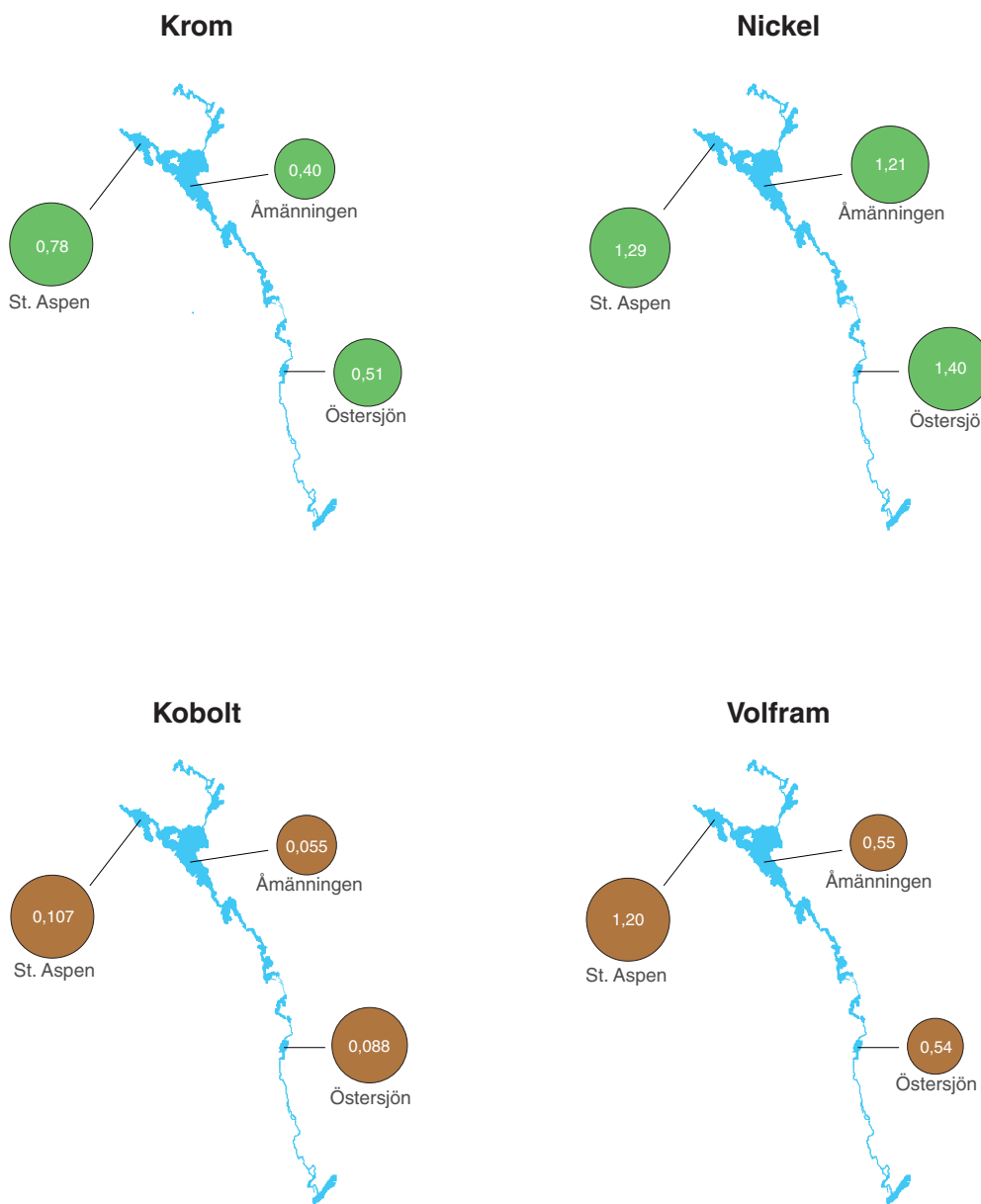
Merparten av metallerna i Saxen härrör från den sedan 1988 nedlagda sulfidmalmsgruvan, vars gruvrester har täckts över med syftet att förhindra syrgas att nå resterna och därigenom frigöra svavelsyra och lösta metaller. Fortfarande läcker en del metaller ut från gruvresterna och vidare till Saxen. En stor del av metallerna i Saxens vattenmassa antas dock komma från de kraftigt kontaminerade sedimenten (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 1996), vilket stöds av de generellt högre metallhalterna i sjöns djupare del (bilaga 3 och 4).

Metallhalterna i övriga sjöar och vattendrag under perioden 1998-2000 var generellt något högre än under perioden 1997-1999 (figur 28 och 29, resp. bilaga 3 och 4). De förhöjda halterna beror till stor del på de höga vattenflödena under 2000, vilket ökade transporten av många metaller (se nedan). Metallhalterna i Kolbäckssåns sjöar och vattendrag bedöms generellt sett som låga eller mycket låga (klass 2 resp. 1).



Figur 28. Medelhalter av koppar, zink, kadmium och bly i ytvatten från sjöar inom Kolbäckens vattensystem 1998-2000. Bedömningar av miljötillstånd enligt Naturvårdsverket (1999). Areorna är proportionerliga mot respektive metalls högsta medelhalt.

Tillståndsklass 1 består framförallt av sjöar utan nämnvärd mänsklig påverkan, medan inom klass 2 ryms många sjöar som är påverkade av punktutsläpp och/eller långdistansspridning. Riskerna för negativa biologiska effekter i sjöar inom dessa kategorier är vanligen små eller inga alls (Naturvårdsverket 1999). De måttligt höga zinkhalterna i Övre Hillen, samt Norra och Södra Barken är dock undantag från detta generella mönster. Förhöjda halter av flera andra metaller kan också konstateras vid enstaka provtagningar,



Figur 29. Medelhalter av krom, nickel, kobolt och volfram i ytvatten från sjöar inom Kolbäckens vattensystem 1998-2000. Bedömningar av miljötillstånd enligt Naturvårdsverket (1999). Areorna är proportionerliga mot respektive metalls högsta medelhalt.

speciellt i Stora Aspens som vid vissa tillfällen uppvisar höga metallhalter särskilt i bottenvattnet (bilaga 3 och 4). Detta fenomen har även iakttagits tidigare i samband med låga syrgashalter och lågt pH i bottenvattnet, vilket t.ex. har resulterat i att genomsnittshalterna av både kadmium och bly i bottenvattnet klassas som höga (klass 4).

Metallhalterna vid juniprovtagningen i Trångfors var onormalt höga för ett flertal metaller (bilaga 3 och 4). Även slamhalten var extremt stor vid detta tillfälle, vilket tyder på att de förhöjda metallhalterna beror på att en stor mängd partikelbundna metaller har ingått i provet. Det är svårt att uttala sig om provets representativitet både för provtagningsplatsen, p.g.a. den korta tidsperiod som platsen har undersökts (fr.o.m. 1997), samt för hela månaden då partikelmängden i vattnet säkerligen kan variera mycket under en månad.

Tabell 5. Transporterade mängder av koppar, zink, kadmium och bly vid vattendragstationerna i Kolbäcksån 2000, samt metallernas nettotransporter, d.v.s. de metalltransporter som ej kan förklaras av kända punktutsläpp (se tabell 4) eller transport från ev. uppströms liggande stationer.

Station	Transporterad mängd 2000 (kg)				Nettotransport 2000 (kg)			
	Koppar	Zink	Kadmium	Bly	Koppar	Zink	Kadmium	Bly
Pellabäcken	5	34	0,1	2	5	34	0,1	2
Saxens utlopp*	223	18200	15,3	391	189	11337	9	345
Ludvika	828	15600	15,1	186	405	-2896	-1	-226
Morgårdsham.	1030	22500	21,6	457	194	6782	6	266
Semla	1370	21900	20,0	423	337	-609	-2	-36
Västanfors Ny 2000!	1630	22900	21,4	938	225	936	-16	427
Ängelsberg	181	337	1,3	41	181	337	1	41
Virso	2360	20000	21,0	1290	549	-3237	-2	311
Trångfors	3290	28200	34,8	2250	894	8093	14	780
Strömsholm	4060	24300	30,7	1420	626	-4047	-5	-837

* Vattenflödesuppgifter saknas för 2000 och metalltransporterna baseras därför på vattenflödesuppgifter för 1999, vilket ger en underskattning av metalluttransporterna.

Tabell 6. Transporterade mängder av krom, nickel, kobolt och volfram vid några vattendragstationerna i Kolbäcksån 2000, samt metallernas nettotransporter, d.v.s. de metalltransporter som ej kan förklaras av kända punktutsläpp (se tabell 4) eller transport från ev. uppströms liggande stationer.

Station	Transporterad mängd 2000 (kg)				Nettotransport 2000 (kg)			
	Krom	Nickel	Kobolt	Volfram	Krom	Nickel	Kobolt	Volfram
Semla	346	484	52	66	346	479	52	66
Västanfors Ny 2000!	1710	1220	106	1080	1277	410	46	993
Virso	982	2290	128	1390	-728	1070	22	310
Trångfors	1700	3280	458	1280	682	810	330	-110
Strömsholm	2330	3660	424	1140	612	304	-34	-140

Metalltransporter och punktkällor

Trots att metallhalterna i de flesta sjöar och vattendrag är låga, blir de totala mängderna som årligen transporteras i systemet stora p.g.a. det stora vattenflödet (bilaga 5 och 6). Det rekordstora vattenflödet under 2000 (se Väderlek och vattenföring 2000) bidrog till mycket stora metalltransporter under året (tabell 5 och 6, samt bilaga 5 och 6). Metalltransporterna var mellan 32% och 138% större 2000 jämfört med de genomsnittliga transporterna under perioden 1997-2000 och många fall var de dubbelt så stora som snittvärdena under perioden (bilaga 5 och 6). I genomsnitt transporterades det under perioden 1997-2000 årligen ut ca 14 000 kg zink, 2 200 kg koppar, 2 000 kg nickel, 1 200 kg krom, 700 kg bly, 525 kg volfram, 230 kg kobolt och 15 kg kadmium från Kolbäcksån ut i Mälaren (bilaga 5). Transporten av zink och kadmium kan till stor del tillskrivas utflödet från Saxen, medan mängden av koppar och bly som transporteras i systemet successivt ökar nedströms (tabell 5, samt bilaga 5 och 6). De stora mängderna av legeringsmetallerna krom, nickel, kobolt och volfram kommer troligen från olika verksamheter i det industritäta området kring Fagersta, Surahammar och Hallstahammar. De tidigare nämnda kraftigt förhöjda halterna av vissa metaller vid juniprovtagningen i Trångfors påverkar även metalltransporterna vid platsen, men p.g.a. det jämförelsevis låga vattenflödet blir effekten ändå förhållandevis liten. Den beräknade slammängd som under juni 2000 transporterades förbi platsen motsvarar ca. 7% av hela årets slam-

transport, medan metalltransporten under månaden motsvarar 4-58% av årstransporterna. Slampartiklarna förefaller framförallt ha haft mycket höga halter av kobolt och bly (58% resp. 44% av årstransporten ägde rum i juni), medan anrikningen av volfram, koppar och nickel tycks ha varit marginell (4%, 13% resp. 15% av årstransporten).

Samtliga metaller förutom kadmium transporterades ut i Mälaren i betydligt större omfattning än vad som kan förklaras av utsläppen från de olika punktkällorna (se tabell 4). Kadmiumflödet till Mälaren var under året på ungefär samma storleksordning som de samlade utsläppen till ån (30,7 resp. 27 kg), till skillnad från tidigare år då uttransporten till Mälaren har varit ca. hälften av de totala utsläppen (Eriksson m.fl. 1999, Sonesten m.fl. 2000). De övriga metallerna fördes ut till Mälaren i avsevärt högre utsträckning. Transporten av zink, bly, nickel och koppar var 3-9 gånger utsläppens storlek, medan kromflödet var ca. 15 gånger större. De största uttransporterna var av kobolt och volfram, hela 44 resp. 52 gånger de samlade kända utsläppens storlek. Den generella bilden av betydligt större transporter än normalt av metaller från Kolbäcksån ut i Mälaren, vilka dessutom var mycket större än de totala utsläppen, tyder på en omfattande ”urtvättning” av sediment och omgivande marker inklusive gamla gruvavfallsdeponier. Denna urtvättning har orsakats av den kraftiga nederbörden och därav följande höga vattenflöden under året. Det är mindre sannolikt att sjösedimenten skulle kunna stå för någon betydande del av dessa kraftigt ökade metallflöden, utan det är troligare att det är frågan om ett större läckage än normalt från omgivande marker och då speciellt från gamla gruvavfallsdeponier och liknande. Detta belyser vikten av att ha så god kontroll som möjligt över var metallerna härrör från, hur mycket som transporteras vid olika delar av vattensystemet, samt att ha vetskap om var metaller kan sedimentera ut tillfälligt eller mer permanent. Speciellt viktigt i detta sammanhang förefaller det vara att ha god kunskap om var gruvavfall och liknande deponier finns, vad deponierna består av, samt hur mycket de läcker under vissa givna betingelser.

Uppskattningar av nettometalltransporterna vid enskilda vattendragstationer, som erhålls om man tar hänsyn till transport från ev. uppströms liggande mätstationer och tillskott från punktutsläpp i närområdet, varierar mycket mellan olika metaller (tabell 5 och 6). Vissa metaller som koppar, nickel, krom och kobolt, samt i viss mån volfram, ger ständigt ett högre nettoflöde, d.v.s. att mer av dessa metaller transporteras än vad som kan förklaras av tillförsel med tillflödande vatten och punktutsläpp. Detta kan orsakas av överskattning av de transporterade mängderna, underskattning av punktutsläpp eller att det finns någon annan källa uppströms som t.ex. kan vara ett tidigare kontaminerat sediment eller någon okänd punktkälla exempelvis läckage från gamla gruvavfallsrester. Ett exempel på denna typ av källor som hittills inte har behandlats till fullo inom recipientkontrollprogrammet är tillskottet från Stollbergsområdet som innehåller ett flertal rester från tidigare gruvindustri i området. Bland annat innehåller området drygt 50 kända lokaler med järnmalmsavfall och drygt 30 lokaler med sulfidmalmsrester, samt stora arealer med metallhaltig avfallssand (Larspers 2000). Speciellt avfallssanden, som bl.a. har använts till en badstrand i området, har bedömts vara känslig för urlakning av metaller då den i allmänhet inte är täckt med något tätande skyddslager, utan är exponerad för infiltrerande vatten och syrgas. Bland de större sjöar som påverkas av utläckaget av metaller från detta område är närmast Nedre Hillen och Leran, samt i viss mån även Övre Hillen. Detta syns som ett tillskott av samtliga undersökta metaller till vattnet mellan vattendragstationerna Ludvika och Morgårdshammar. Ett annat område som ger ett nettotillskott

av metaller är området mella Semla och Västanfors, vilket domineras av Fagersta tätort. Liksom för Stollbergsområdet finns det inom detta område många olika former av gruvrester som har visats bidra med stora tillskott av bl.a. nickel och krom, men även påtagliga mängder av ett flertal andra metaller som kobolt och volfram (Claesson 2000). Sammantaget understryker detta återigen vikten av att kartlägga gamla gruvrester. Kadmiumtransporten inom Kolbäcksån är till skillnad från övriga metaller mer svårgreppbar. En stor andel av kadmiumet kommer från området kring Saxen, men en betydande del av detta förefaller stanna kvar i Väsmans sediment (bilaga 5 och 6). Ett tillskott av kadmium sker sedan mellan Ludvika och Morgårdshammar, vilket torde bero på läckage från tidigare nämnda Stollbergsområdet. Nästa stora förändring i kadmiumtransport inom systemet är tillskottet mellan Virsbo och Trångfors, men sedan minskar den transporterade mängden fram till Strömsholm. Ökningen före Trångfors sker inom ett förhållandevis industritätt område, men den direkta källan/källorna är okända. Likaså är det okänt var minskningen i transporterad kadmiummängd sker efter Trångfors. Liknande tendens till en kraftig retention av den annars vanligen mer lättlösliga metallen har också noterats i Dalälven, vilket är ett närliggande vattensystem med samma typ av gruvbetingad metallkontamination (Lindeström 1991). Även mellan Semla och den nystartade stationen Västanfors sker en betydande minskning i kadmiumtransport. Utsläppen av kadmium från Fagersta Stainless AB anges uppgå till ca. 15-17 kg/år (tabell 4, samt Eriksson m.fl. 1999, Sonesten m.fl. 2000), medan de enstaka mätdata som finns för Västanfors endast tyder på en ökning i storleksordningen 1,4 kg/år, d.v.s endast en tiondel av vad som släpps ut i området. Även tidigare jämförelser av transporterade mängder vid Semla och Virsbo har inte visat på någon ökning i den mängd kadmium som transporteras i ån, utan snarare på ett underskott i nettoflödet (Sonesten m.fl. 2000). Uppskattningarna av kadmiumutsläppen från Fagersta Stainless baseras dock på ett fåtal gamla analysresultat med halter understigande det analyserande laboratoriets rapporteringsgränsvärde. Den angivna utsläppsmängden bör följaktligen betraktas som den maximala mängd som kan släppas ut och är troligen betydligt överskattad (Mats Eriksson, Fagersta Stainless AB, muntligen). Samma problem med alltför låga halter i utgående vatten för att med säkerhet fastställa nivån uppger man sig även ha med koppar, zink och bly. Detta belyser problemet med att korrekt fastställa metalltransporter vid låga halter som ofta är i närheten av detektionsnivån, vilket gör att osäkerheten när halterna multipliceras med vattenflödet kan bli avsevärda.

Sammantaget kan man konstatera att det är svårt att få en fullständig bild av metallflödena i vattensystemet. Några av komplikationerna är att metallflödet är dynamiskt med bl.a. variationer i deposition och läckage från tillrinningsområdet inkl. gruvrester. Dessutom varierar metallflöden inom enskilda sjöar med periodvis fastläggning i sediment och periodvisa utläckage från dessa. Ett stort problem är också att man inte har fullständig täckning av samtliga utsläppskällor, vilket är påtagligt när man jämför utsläppsdata för bl.a. de flesta av legeringsmetallerna med de transporterade mängderna inom systemet. Speciellt anmärkningsvärd är ökningen av flera metaller mellan Trångfors och Strömsholm, vilket är en del av ån som saknar uppenbara sedimentationsbassänger och läckage från gamla kontaminerade sediment torde vara mycket små (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 1996).

Växtplankton

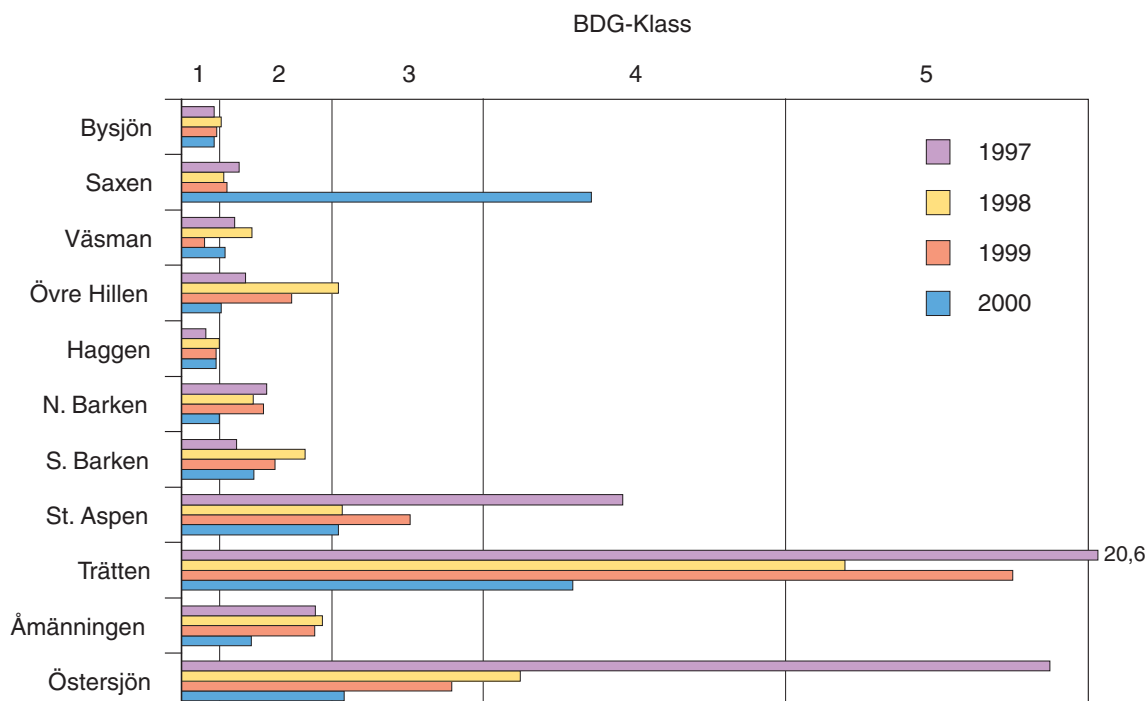
Kiselalger är genomgående en mycket viktig komponent i Kolbäcksåns växtplanktonflora. Denna grupp dominerade i de flesta av Kolbäcksåns sjöar i augusti 1998 och 1999. I år däremot dominerade dessa alger endast i Bysjön och Östersjön, och i stället utgjorde den stora slemproducerande flagellaten *Gonyostomum semen* en betydande andel av totalbiomassan i sju av de elva undersökta sjöarna (tabell 7, samt bilaga 8). Den rikliga nederbörden under sommaren 2000 medförde att stora mängder organiskt material spolades ut i sjöarna från omgivande marker, vilket resulterade i ett försämrat ljusklimat (se ”Ljusförhållanden” ovan). Detta skapade goda förutsättningar för denna art som klarar sig väl under sådana förhållanden.

Tabell 7. Den procentuella fördelningen (% av total biovolym) och totala biovolymen (mm³/l) för sju växtplanktongrupper i elva sjöar i Kolbäcksåns vattensystem, augusti 2000.

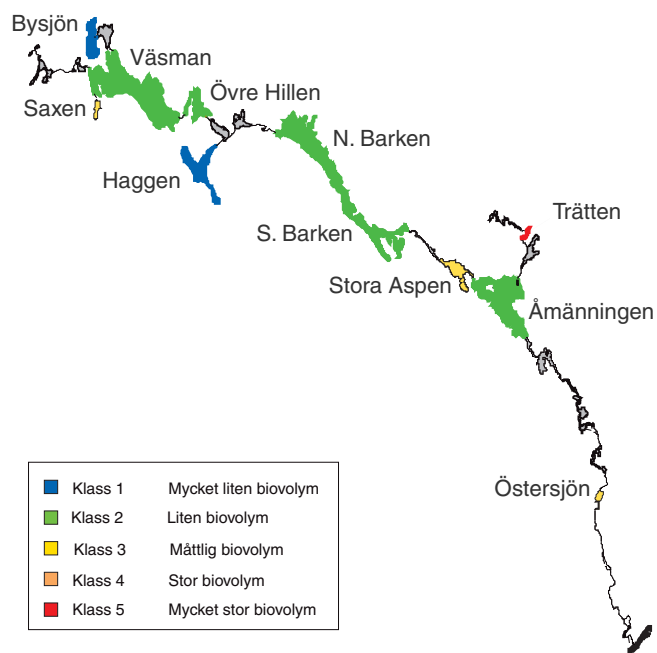
Sjö	Cyano-bakterier	Rekyl-alger	Dino-flagellater	Guld-alger	Kisel-alger	Grön-alger	Övriga	Totalt (mm ³ /l)
Bysjön	9	13	7	26	33	8	4	0,429
Saxen	0	2	88	9	0	0	0	5,419
Väsman	18	31	5	14	27	4	0	0,578
Övre Hillen	21	40	4	14	15	3	3	0,524
Haggen	9	10	7	29	21	6	18	0,454
N. Barken	7	28	2	11	12	6	35	0,501
S. Barken	3	19	2	9	16	3	49	0,953
St. Aspen	0	16	2	13	8	4	55	2,073
Trätten	2	18	1	17	8	7	47	5,176
Åmänningen	4	33	4	14	12	5	28	0,923
Östersjön	1	21	2	8	44	5	20	2,148

I sju av sjöarna uppmättes de lägsta biovolymerna sedan 1997 (figur 30). Saxen däremot, som är vattensystemets mest artfattiga sjö med vanligtvis låga bioolymer, hade undersökningsperiodens högsta biovolym i år. Planktonsamhället dominerades där till nästan 90% av stora dinoflagellater inom släktet *Gymnodinium*, vilket gjorde att årets högsta biovolym inom åsystemet uppmättes just i Saxen.

Vid bedömning av tillståndet i sjöarna, baserat på medelvärden av totalvolymen av växtplankton i augusti 1998-2000 i enlighet med bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999), hamnade en av de elva sjöarna, Trätten, i klass 5 som motsvarar en mycket stor biovolym (figur 31). Den genomsnittliga biovolymen i Saxen, Stora Aspen och Östersjön var måttligt stor (klass 3), medan den var mycket liten (klass 1) i Bysjön och Haggen. De övriga fem sjöarna hade bioolymer som motsvarar klass 2 (liten biovolym). Bedömning kan också göras med avseende på mängden vattenblommande cyanobakterier eller den stora slemproducerande flagellaten *Gonyostomum semen* i augusti (Naturvårdsverket 1999). Mängden cyanobakterier var liten i Trätten och mycket liten i alla de övriga sjöarna, samt mängden *Gonyostomum semen* liten i Södra Barken, Stora Aspen och Trätten och mycket liten i resterande åtta sjöar.



Figur 30. Totala biovolymen av växtplankton i elva sjöar i Kolbäckens vattensystem, augusti 1997-2000. Miljötillståndsbedömning (BDG-klass 1-5) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999). Förklaring av BDG-klasser i figur 31.



Figur 31. Miljötillståndet i Kolbäckens sjöar med avseende på biovolymen av växtplankton 1998-2000. Bedömningar enligt Naturvårdsverket (1999).

Växtplanktonvolymens avvikelse från ett jämförvärde kan beräknas genom division av det uppmätta värdet med ett jämförvärde. Eftersom det är svårt att finna lämpliga opåverkade referenssjöar inom Kolbäcksåns avrinningsområde, utgörs jämförvärdet i det här fallet av medelvärdet för tio sjöar av skogssjökaraktär ur det nationella miljöövervakningsprogrammet, för vilka det finns jämförbara tidsserier av växtplanktonundersökningar (Bysjön, Ulvsjön och Översjön i S-län, Fagertärn och Limmingsjön i T-län, Dagarn och Ekholmssjön i U-län, samt Hällsjön, Spjutsjön och Mäsen i W-län). Jämförvärdet (medelvärdet för den totala växtplanktonvolym i sjöarna under augusti 1995-1999) beräknades till 1,08 mm³/l och dess variation (25:e–75:e percentilerna) till 0,35–1,14 mm³/l. Av Kolbäcksåns sjöar uppvisar de fem sjöarna Bysjön, Väsman, Övre Hillen, Haggen och Norra Barken ingen eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet (klass 1). Liten avvikelse hade Södra Barken och Åmänningen (klass 2), medan Saxen och Stora Aspen hade tydlig avvikelse (klass 3). Trätten och Östersjön bör främst jämföras med slättsjöar från regionen, men sådana sjöar saknas för närvarande i referensmaterialet.

Sjövis sammanfattning

I **Bysjön** har såväl planktonvolymen som grupp- och artsammansättningen under de senaste fyra åren varit likartad. Proportionerna mellan de vanligaste grupperna, guldalger, kiselalger och rekylalger (släktet *Cryptomonas*), har dock varierat mellan åren. I augusti 2000 var kiselalger vanligast med de små *Aulacoseira alpigena* och *A. distans* var. *tenella* som viktigaste arter.

Saxen är vattensystemets mest artfattiga sjö med vanligtvis låga biovolymen. I år dominerades planktonsamhället till nästan 90% av stora dinoflagellater inom släktet *Gymnodinium*, vilket resulterade i att årets högsta biovolym i systemet uppmättes just i Saxen.

Väsman karakteriseras av rekylalger och kiselalger. I år, liksom förra året, upptog släktet *Cryptomonas* den störst andelen av planktonvolymen.

Även i **Övre Hillen** var *Cryptomonas* det viktigaste enskilda släktet. Fjölårets dominant, cyanobakterien *Woronichinia naegeliana*, förekom också i år men i mindre mängder. Både Väsman och Övre Hillen är sjöar som regelbundet har betydande andel cyanobakterier i planktonsamhället, även om de uppmätta volymerna inte brukar vara stora och de arter som förekommer sällan vållar problem.

Haggen är en av de sjöar i vattensystemet som brukar ha allra lägst algvolymen. Alla grupper finns representerade i planktonsamhället och artrikedomen är stor, men tydliga domineranter saknas. I år var guldalger den viktigaste gruppen, men den enskilda art som utgjorde störst andel av volymen var den stora flagellaten *Gonyostomum semen* (klass Raphidophyceae).

I **Norra Barken** har planktonvolymen varit stabil och sammansättningen likartad 1997-1999 med kiselalger och rekylalger som de viktigaste grupperna. I år dominerade däremot *Gonyostomum semen* som alltid funnits i sjön vid tidigare provtagningar, om än i små mängder.

Södra Barken är något mer näringsrik än sjöarna i de övre delarna av Kolbäckssåns vattensystem. I år liksom 1998 bestod växtplanktonsamhället till stor del av *Gonyostomum semen*. Andra år har istället kiselalger (främst *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides*) tillsammans med rekylalger (släktet *Cryptomonas*) varit dominerande.

I **Stora Aspen** är *Gonyostomum semen* en karakteristisk art som alltid finns i växtplanktonsamhället och som vissa år dominerar totalt (t.ex. 1997). I år upptog denna art drygt 50% av den totala biovolymen.

I **Trätten**, som är den mest näringsrika sjön i hela systemet, är mellanårsvariationen av dominerande grupper och arter mycket stor. I år dominerade *Gonyostomum semen* även i denna sjö, medan planktonvolymen de tre föregående åren har dominerats av de tre olika grupperna/arterna cyanobakterien *Aphanizomenon* (1997), dinoflagellaten *Ceratium furcoides* (1998) och rekylalgen *Cryptomonas* (1999).

Åmänningens planktonvolym utgjordes under provtagningarna 1998 och 1999 till nästan 70% av kiselalger. I år var det i stället rekylalger och *Gonyostomum semen* de vanligast förekommande algerna.

Östersjön är en näringsrik och grund slättlandssjö som vanligen inte blir temperaturskiktad under sommaren. I sjön är *Gonyostomum semen* en karakteristisk art och denna art upptar vissa år en betydande andel av den totala algvolymen. I år liksom förra året dominerade däremot kiselalger, främst trådformade *Aulacoseira* spp.

Bottenfauna

Totalt påträffades 147 olika sorters taxa (arter/grupper) av bottendjur i Kolbäcksåns sjöar (bilaga 9). Av dessa återfanns 118 taxa i sjöarnas strandområden (litoralzonerna), vilket är färre än vad som påträffades vid 1998 och 1999 års undersökningar (161 resp. 133 taxa). På de grunda bottenarna (sublitoralzonerna) hittades totalt 49 taxa, medan proverna från sjöarnas djupbottenar (profundalzoner) uppvisade sammanlagt 32 taxa. Även dessa tätheter är något lägre än vad som har återfunnits tidigare år. Inga rödlistade arter påträffades under årets undersökning.

Artsammansättningen i sjöarna

Representanter för svidknott (*Ceratopogonidae*), fjädermyggor (*Chironomidae*), glattmaskar (*Oligochaeta*), skalbaggar (*Coleoptera*), dagsländor (*Ephemeroptera*), nattsländor (*Trichoptera*) och vattenkvalster (*Hydracarina*) förekom i litoralprov från samliga sjöar. Antalet taxa varierade mellan 25 (Bysjön) och 47 (Väsman). Bland dagsländorna förekom *Caenis horaria* i samtliga sjöar utom Bysjön och Saxen, medan *Caenis luctuosa* förekom i alla sjöars litoral utom Östersjön. Iögonfallande är avsaknaden av sötvattenmärlor (*Gammarus sp.*) i litoralproverna. Den uteblivna återkolonisering av sötvattenmärlor från Mälaren har tidigare ansetts bero på den kraftiga regleringen av Kolbäcksån (Sonesten m.fl. 2000).

Antalet taxa i profundalproverna varierar mellan 3 (Övre Hillen) och 11 (Åmänningen). I den grunda Östersjön är antalet profundaltaxa visserligen högre än så (16 taxa), men här är proverna tagna på endast 4 m och innehåller, som följd av det ringa provtagningsdjupet, en del taxa av dagsländor och fjädermyggor som snarare tillhör litoralfaunan. Även för sublitoralproverna sker en överskattning av antalet taxa i Östersjön genom att proverna tas på endast 2 m djup. För 2000 var antalet taxa här hela 24 stycken (bilaga 9).

Bedömning av miljötillståndet

Litoralfaunan

Bottenfaunasammansättningen i 9 av de 11 sjöarnas strandzoner visar generellt sett på måttliga till tydliga effekter av belastning av närsalter, organiskt material och/eller miljögifter (bedömningsklass 2 resp. 3 för ASPT- och DFI-index i tabell 8). Endast Norra Barken uppvisar inga eller obetydliga effekter av dessa ämnen (klass 1), medan sammansättningen i Östersjön tyder på starka effekter av störning (klass 4). Även Väsman erhöll ett DFI-index som tyder på inga eller obetydliga effekter, medan ASPT-indexet tyder på måttliga effekter av störning. DFI-indexet som avrundas till heltal har ofta en större variation än ASPT-indexet, vilket gör att för den samlade bedömningen för Väsman används ASPT-indexet och följaktligen bedöms förhållandena i sjön som måttligt påverkade av störning. Detta stämmer också väl överrens med den samlade bedömningen för Väsman för perioden 1997-1999 (Sonesten m.fl. 2000).

Indextalen för ASPT och DFI ligger med undantag av Östersjön, Väsman och Norra Barken i samma storleksordning som värdena för ett antal referenssjöar i samma region (tabell 8). Detta speglar det faktum att Östersjön är en relativt liten, grund, näringsrik

Tabell 8: Antal taxa per prov ($\pm$ standard avvikelse), samt fyra biologiska index för bedömning av miljö-kvalitet (ASPT, Average Score Per Taxon, DFI, Dansk Fauna Index, Shannons diversitetsindex, samt Medins surhetsindex), samt deras tillståndsklass enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) för litoralfaunan 2000. För jämförelse anges även medelvärden, samt den undre och övre kvartilen för tio referenssjöar i samma region under 1995-1998.

Sjö	Antal taxa	ASPT	BDG-klass ¹⁾	DFI	BDG-klass ¹⁾
Bysjön	25	5,4	3	4	3
Saxen	26	6,0	2	5	2
Väsman	47	6,4	2	6	1
Övre Hillen	32	5,9	2	5	2
Haggen	45	6,2	2	5	2
N. Barken	41	6,9	1	7	1
S. Barken	35	5,9	2	5	2
St. Aspen	46	5,4	3	5	2
Trätten	46	5,9	2	4	3
Åmänningen	45	5,8	2	5	2
Östersjön	40	5,1	4	3	4
Referenssjöar³⁾	39	5,9	2	4,6	2-3
	(34-44)	(5,8-6,1)		(4-5)	

Sjö	Antal/prov ²⁾	Shannon	BDG-klass ¹⁾	Medins	BDG-klass ¹⁾
Bysjön	68,8 $\pm$ 36,0	2,61	2	5	3
Saxen	47,2 $\pm$ 25,7	3,63	1	4	3
Väsman	93,2 $\pm$ 18,7	4,69	1	7	2
Övre Hillen	156 $\pm$ 47,0	3,20	1	7	2
Haggen	254 $\pm$ 63,5	4,10	1	7	2
N. Barken	333 $\pm$ 169	3,22	1	9	1
S. Barken	85,4 $\pm$ 22,3	4,00	1	7	2
St. Aspen	251 $\pm$ 75,9	3,42	1	9	1
Trätten	412 $\pm$ 119	3,73	1	7	2
Åmänningen	435 $\pm$ 221	3,90	1	9	1
Östersjön	438 $\pm$ 179	2,60	2	7	2
Referenssjöar³⁾		3,7	1	6,9	2
		(3,4-3,9)		(6-8)	(1-5)

¹⁾ 1 = inga eller obetydliga effekter av störning, 2 = måttliga effekter av störning, 3 = tydliga effekter av störning, 4 = starka effekter av störning, 5 = mycket starka effekter av störning.

²⁾ medelvärde samt standardavvikelse för 5 sparkprov.

³⁾ data för 10 tidsseriesjöar i S, T, U, W län över perioden 1995-1998.

sjö där syrgasbrist under sommar och vinter kan slå ut känsliga faunaelement. Östersjöns djupsediment är dessutom starkt påverkade av bl.a. zink, nickel och krom (Länsstyrelsen i Västmanland 1996), eventuella toxiska effekter av tungmetaller i sediment och vatten är dock inte undersökta. De stora och jämförelsevis näringsfattiga sjöarna Väsman och Norra Barken har vanligen bättre syrgasförhållanden, vilket gynnar bottenfaunasammansättningen. Sjöarnas djupsediment är dock också starkt påverkade av olika tungmetaller (Länsstyrelsen i Västmanland 1996), men åtminstone faunasammansättningen i strandzonerna förefaller inte påverkas nämnvärt då båda sjöarnas ASPT- och DFI-index tyder på ingen eller obetydlig påverkan av störning (tabell 8).

Litoralfaunans diversitet var mycket hög (bedömningsklass 1) under 2000 i samtliga sjöar utom Bysjön och Östersjön (tabell 8). Dessa två sjöar hade för 2000 värden på Shannons diversitetsindex som indikerar hög diversitet (klass 2). Detta är troligen ett resultat av att Shannons diversitetsindex ofta har en stor mellanårsvariation, vilken beror på att indexet är känsligt för om många arter förekommer i låga antal och ren slump kan avgöra om dessa arter tas med i provet eller ej. Sammantaget under perioden 1997-1999 var diversiteten i dessa sjöar, liksom för alla de andra sjöarna, mycket hög (Sonesten m.fl. 2000).

Medins surhetsindex visar generellt på inga till måttliga effekter på litoralfaunans sammansättning (bedömningsklass 1–2 i tabell 8). Avsaknaden av förurningsstörningar på faunan beror sannolikt till stor del beror på den omfattande kalkningsverksamhet som har pågått under många år i de yttre delarna av Kolbäcksåns avrinningsområde (Sonesten m.fl. 2000). Endast faunan i Bysjön och Saxen uppvisade tydliga effekter av störning (klass 3), vilket är ett resultat av att båda dessa sjöar saknar snäckor i litoralfaunan och att Saxen dessutom saknar kräftdjur. Dessa sjöars tillrinningsområden tillhör de få områden i Kolbäcksåns vattensystem som inte, eller åtminstone endast i ringa grad, påverkas av kalkning (Sonesten m.fl. 2000). Viss kalkpåverkan finns dock på Saxen genom att täckmassorna över gruvresterna efter gruvdriften på Saxberget förefaller innehålla en del kalkhaltigt material, troligen för att buffra ev. utläckande svavelsyra från sulfidmalmsresterna (svavelsyra bildas om dessa rester kommer i kontakt med luft och oxideras). Den utarmade litoralfaunan i Saxen kan dessutom vara en följd av höga metallhalter i vatten och sediment.

Miljötillstånd profundal och sublitoral

BQI- och $O/C_{(Z)}$ -indexen speglar den sammanlagda effekten av tidigare påverkan genom organisk belastning och/eller eutrofiering, samt eventuell förekomst av miljögifter i sedimentet. Närsaltsläckage från stora näringsansamlingar i sedimenten på de djupa bottenarna gör också att förändring till det bättre går mycket långsamt. ”Gamla synder” kan således under lång tid påverka bottenlivet i sjöarna.

Den samlade bedömningen av profundalfaunans sammansättning i Kolbäcksåns sjöar tyder på en generell metallpåverkan eftersom miljöbedömningen m.h.a. BQI-indexet överlag ger 1-2 bedömningsklasser högre än $O/C_{(Z)}$ -indexet (tabell 9). $O/C_{(Z)}$ -indexet som baseras på den samlade effekten på både fjädermygglarver (Chironomidae) och glattmaskar (Oligochaeta), är mer känslig för metallpåverkan eftersom glattmaskarna är mer känsliga för denna typ av påverkan än fjädermygglarverna (Wiederholm och Dave 1989). Indexet antyder därför mindre näringsrika förhållanden, när det i själva verket kan vara frågan om toxiska effekter orsakade av metaller. Bedömningar av närsalts- och/eller organiskt material är därför mer tillförlitliga om de baseras på BQI-indexet, som enbart beror på förekomsten av vissa indikatorarter av fjädermygglarverna.

BQI-värdena tyder på tydliga effekter av störning (bedömningsklass 3) för 7 av de 11 sjöarna (tabell 9, samt figur 32). Förhållandena i Norra Barken förefaller vara måttligt påverkade (klass 2), medan de måttligt näringsrika sjöarna Södra Barken och Stora Aspen uppvisade starka effekter av störning (klass 4). Vid provtagningen av den mycket näringsrika Trätten saknades indikator taxa helt i proverna ($BQI = 0$), vilket tyder på mycket stor påverkan av störning (klass 5).

Tabell 9. Provtagningsdjup, antal taxa, djurtäthet ($\pm$ standard avvikelse), Benthic Quality Index (BQI), samt den djupnormerade kvoten ($O/C_{(z)}$) mellan djurtätheten av glattmaskar (*Oligochaeta*) och summan av tätheten av sedimentbundna fjädermygglarver (*Chironomidae*) och glattmaskar för profundalproverna 2000. Även miljötillståndsbedömningar (BDG-klass¹) enligt Naturvårdsverket (1999) anges för respektive index. För jämförelse anges även medelvärden, samt den undre och övre kvartilen för tio referenssjöar inom samma region².

Sjö	Djup (m)	Antal taxa	Djurtäthet (ind/m ²)	BQI	BDG-klass ¹	$O/C_{(z)}$	BDG-klass ¹
Bysjön	12	9	337 $\pm$ 132	2,87	3	2,0	2
Saxen	5	6	449 $\pm$ 143	2,30	3	0	1
Väsman	45	8	1019 $\pm$ 627	3,02	3	0,1	1
Övre Hillen	42	3	722 $\pm$ 345	3,00	3	0	1
Haggen	29	9	513 $\pm$ 370	3,02	3	0,2	1
N. Barken	23	9	513 $\pm$ 199	3,15	2	1,7	2
S. Barken	11	10	906 $\pm$ 280	1,98	4	3,7	2
St. Aspen	15	4	1347 $\pm$ 608	1,00	5	6,5	3
Trätten	12	4	569 $\pm$ 203	0	5	0	1
Åmänningen	11	11	1901 $\pm$ 591	2,46	3	2,5	2
Östersjön	4	16	786 $\pm$ 528	2,50	3	20,6	5
Referenssjöar ²		5,7 (4-8)	743 (120-754)	2,7 (2,4-3)	3	4,9 (1,5-7,1)	3

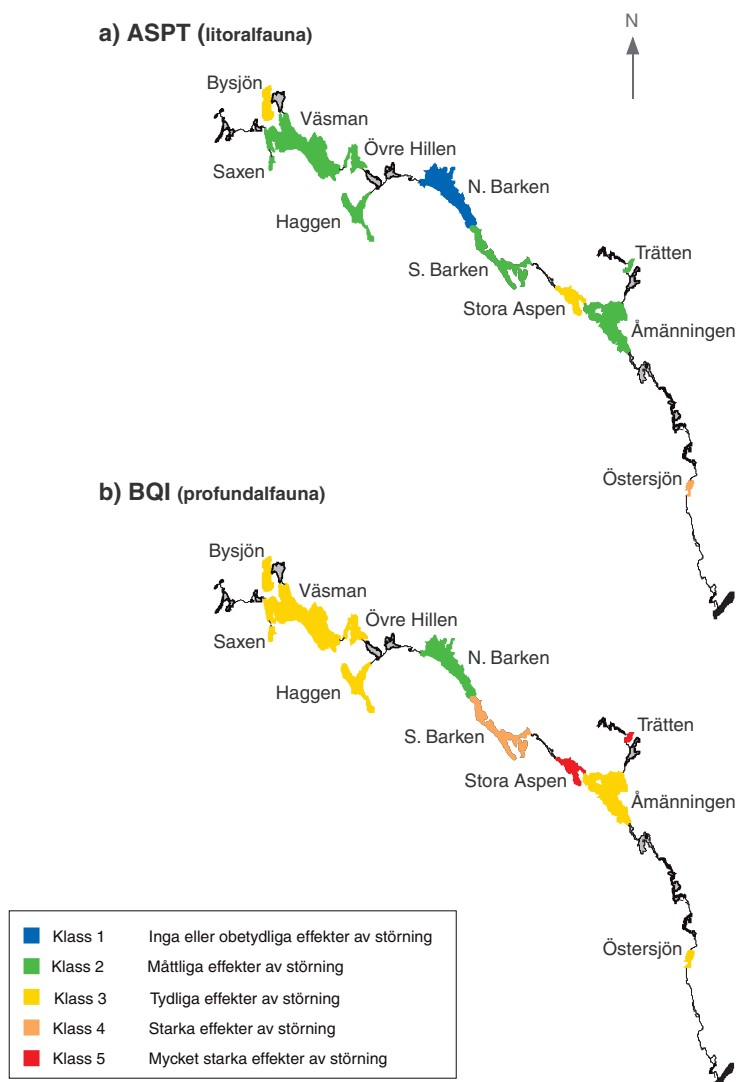
¹) 1 = inga eller obetydliga effekter av störning, 2 = måttliga effekter av störning, 3 = tydliga effekter av störning, 4 = starka effekter av störning, 5 = mycket starka effekter av störning.

²) data från 10 referenssjöar i S, T, U, W län under perioden 1995–1998.

Tabell 10. Provtagningsdjup, antal taxa, Benthic Quality Index (BQI), samt den djupnormerade kvoten ($O/C_{(z)}$) mellan djurtätheten av glattmaskar (*Oligochaeta*) och summan tätheten av sedimentbundna fjädermygglarver (*Chironomidae*) och glattmaskar för sublitoralproverna (1998-2000).

Sjö	Djup (m)	Antal taxa	Djurtäthet (ind/m ²)	BQI	$O/C_{(z)}$
Bysjön	4	17	2085 $\pm$ 619	3,01	3,5
Saxen	3	10	585 $\pm$ 294	3,50	0
Väsman	6	10	1267 $\pm$ 936	3,12	0,2
Övre Hillen	6	12	1460 $\pm$ 976	3,19	3,4
Haggen	8	15	1652 $\pm$ 1421	3,43	2,0
N. Barken	5	5	521 $\pm$ 435	3,76	11
S. Barken	5	13	1091 $\pm$ 710	3,88	15
St. Aspen	4	12	882 $\pm$ 424	3,00	2,3
Trätten	4	7	1532 $\pm$ 487	1,00	3,3
Åmänningen	5	17	690 $\pm$ 231	3,12	2,9
Östersjön	2	24	1524 $\pm$ 572	3,00	3,2

Djurtätheten var högst i Åmänningen (ca. 1900 individer/m²) och lägst i Bysjön (ca. 340 ind./m²) (tabell 9). Djurtätheten uppvisar dock en stor mellanårsvariation och har därför ett litet värde för bedömning av miljötillståndet.



Figur 32. Tillståndsklassning av miljötillståndet i Kolbäcksjöarna med hjälp av a) litoral (ASPT-index) och b) profundalfaunan (BQI-index) för 2000. Bedömningar enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (1999).

I sublitoralproverna varierar BQI-indexvärdena mellan 1,0 för Trätten och 3,9 för Södra Barken (tabell 10). $O/C_{(z)}$ -indexet, vars skala är omvänd jämfört med övriga index och högt värde anger liten påverkan och vice versa, var högst för Södra Barken (15) och lägst för Saxen och Väsman (0, resp. 0,2). Både BQI och $O/C_{(z)}$ är utvecklade för profundalfauna och Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan således inte tillämpas på sublitoralproverna.

Djurtätheten i sjöarnas sublitoral var högst i Bysjönmed (ca. 2100 individer/m²), medan antalet taxa var högst i Östersjön (24 taxa), vilket tidigare nämnts är en artefakt genom att provtagningen ägde rum på endast 2 m djup där även många litoraltaxa påträffas.

Litteraturförteckning

- ARMITAGE, P.D., D. MOSS, J.F. WRIGHT & M.T. FURSE 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Res.* 17: 333–347.
- ANDERSSON, B. 1981. Undersökningar i Kolbäcksåns vattensystem. X. Naturgeografisk översikt. Tillförsel av föroreningar och transport av ämnen. SNV PM 1405.
- BOLIDEN 1998. Environmental Report 1998. Boliden Ltd.
- CLAESSON, P. 2000. Undersökning av metallsituationen i Kolbäcksåns tillflöden i Fagersta. Kemakta Konsult AB, Kemakta AR 2000-15.
- ERIKSSON, L., GOEDKOOP, W., HERLITZ, E., NISELL, J., TÖRNBLOM, E., WALLIN, M., WIEDERHOLM, A-M. & ÖSTLUND, M. 1999. Kolbäcksån – recipientkontroll 1998. Institutionen för miljöanalys, SLU: Rapport 1999:8.
- HENRIKSON, L. & M. MEDIN 1986. Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. Aquaekologerna, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- LARSPERS, J. 2000. Gruvavfallsundersökningar i Stollbergområdet. Länsstyrelsen i Dalarnas län, Miljövårdsenheten. Rapport 2000:17.
- LINDESTRÖM, L. 1991. Miljöbedömning av metallsituationen i Dalälven och Bottenhavet – Konsekvenser av att åtgärda gruvavfall. Miljöforskargruppen, Fryksta. Rapport T9103.
- LÄNSSTYRELSEN I VÄSTMANLANDS LÄN 1996. Kolbäcksån, ett vattendrag som tillfrisknar? Miljöenheten, 1996 nr 9.
- NATURVÅRDSVERKET 1996. Handbok för miljöövervakning i sjöar och vattendrag – Växtplankton. Finns tillgänglig via Internet på adressen <http://www.environ.se>
- NATURVÅRDSVERKET 1999. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Bedömningsgrunderna finns även tillgängligt via Internet på adressen <http://www.environ.se>.
- SHANNON, D.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technological Journal* 27: 379–423.
- SKRIVER, J., FRIBERG, N. & J. KIRKEGAARD 1999. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27 (under tryckning).
- SMHI 2000. Väder och Vatten nr 1-13. Månads- och årsredovisningar för 2000. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut.
- Sonesten, L., Goedkoop, W., Herlitz, E. & Wiederholm, A-M. 2000. Kolbäcksån – recipientkontroll 1999. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- SS 028190:1989. Vattenundersökningar – Provtagning med Ekmanhämtare av bottenfauna på mjukbottnar. SIS Svensk Standard.
- SS-EN 27828:1994. Vattenundersökningar – Metoder för biologisk provtagning – Riktlinjer för provtagning av bottenfauna med handhåv (ISO 7828: 1985).
- WALLIN, M., M FL. 2000. Mälaren – miljötillstånd och utveckling 1965-98. Mälarens vattenvårdsförbund.
- WIEDERHOLM, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.*:537-547.
- WIEDERHOLM, T. & G. DAVE 1989. Toxicity of metal polluted sediments to *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. *Hydrobiologia* 176/177.