



Länsstyrelsen i Jönköpings län

Metallundersökning i Anderstorpsån

Passiv provtagning hösten 2009



■ Metallundersökning i Anderstorpsån

Passiv provtagning hösten 2009

Meddelande	nr 2010:10
Referens	Annelie Johanson, Miljö- och samhällsbyggnadsavdelningen, juni 2010
Kontaktperson	Annelie Johanson, Miljö- och samhällsbyggnadsavdelningen, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Direkttelefon 036 – 39 50 72, e-post: annelie.johansson@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.lansstyrelsen.se/jonkoping
Fotografier	Ida Arvidsson och Elin Thuresson
Kartmaterial	© Lantmäteriet 2007. Ur GSD-Fastighetskartan ärende 106-2004/188F. © Lantmäteriet 2007. Ur GSD-Översiktskartan ärende 106-2004/188F.
ISSN	1101-9425
ISRN	LSTY-F-M—10/10--SE
Upplaga	25 ex.
Tryckt på	Länsstyrelsen, Jönköping 2010
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på miljömärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper.

© Länsstyrelsen i Jönköpings län 2010

Förord

Vi som har skrivit den här rapporten går på NV-programmet på Gislaveds gymnasium. I vår utbildning ingår naturvetenskapliga ämnen så som kemi, fysik, biologi samt miljökunskap. Under utbildningens tredje år ingår ett projektarbete som ett obligatoriskt moment. Projektet planeras, utförs och rapporteras av eleven/eleverna. Ämnet är valfritt men ska ha anknytning till utbildningen. Då vi båda är särskilt intresserade av kemi och miljö ville vi gärna fördjupa oss inom detta område när det var dags att välja ämne. Vi kontaktade länsstyrelsen med en förfrågan om de hade ett lämpligt projekt som kunde passa oss. Annelie Johansson, avdelningschef på Miljö- och samhällsbyggnadsavdelningen, kom med förslaget att vi skulle undersöka metallföroreningarna i Anderstorpsån med hjälp av passiv provtagning på tre punkter i strömfåran. Vi och vår lärare Carsten Roat tyckte att det var en bra idé. Vi utförde mätningarna i oktober-november 2009. Den här rapporten är resultatet av vårt projekt.



Elin Thuresson



Ida Arvidsson

Innehållsförteckning

Förord	3
Sammanfattning	5
1 Inledning	6
1.1 Bakgrund.....	6
1.1.1 Geografi	6
1.1.2 Historik	6
1.1.3 Tidigare undersökningar	6
1.2 Syfte och mål	7
1.3 Ytbehandling	7
1.3.1 Sköljning	7
1.3.2 Förbehandling.....	7
1.3.3 Ytomvandling	7
1.3.4 Metallbeläggning.....	8
1.3.5 ytbehandling orsakar Metallutsläpp	8
1.4 Metallernas miljöpåverkan	9
2 Genomförande	10
2.1 Passiv provtagning.....	11
3 Resultat	11
3.1 Jämförande prover	12
3.2 Metalljonkoncentrationer	12
3.2.1 Bly	12
3.2.2 Kadmium	13
3.2.3 Nickel	13
3.2.4 zink.....	14
3.2.5 koppar	14
3.2.6 järn	15
3.2.7 kobolt.....	15
3.2.8 krom	15
3.2.9 aluminium, mangan och uran	16
4 Diskussion	17
5 Referenser	18
Vi vill rikta ett tack till	18
6 Bilagor	19

Sammanfattning

Anderstorpsån är ett av Nissans större tillflöden. I området kring Anderstorp och Gnosjö har det under lång tid funnits ytbehandlings- och metallindustrier som bidragit till utsläpp av tungmetaller till ån. De moment i ytbehandlingsprocessen som ger metallutsläpp är främst rengöringen av godset (sköljningen) och rengöringen av processkaren. Sköljvattnet renas men innehåller fortfarande förhöjda halter av metalljoner. De vanligaste metallerna som släpps ut är zink, krom, nickel och koppar men förhöjda halter av bly, kadmium, kvicksilver, tenn, aluminium och järn kan också förekomma. Alla metaller är toxiska, även de essentiella metaller som behövs i biologiska processer är giftiga vid höga halter.

Den samordnade recipientkontrollen som utförs av Nissans vattenvårdsförbund samt flertalet undersökningar utförda av Länsstyrelsen i Jönköpings län i samarbete med Gislaveds- och Gnosjökommun har visat på förhöjda halter av koppar, nickel, zink och krom. Utsläppskällorna har varit svåra att kartlägga och tidigare nämnda undersökningar har fastslagit att förtätade undersökningar av metalljonkoncentrationer är önskvärt.

I denna undersökning har passiva provtagare av typen PSM1 från ALS Laboratory Group använts, se 2.1. Fördelen med passiva provtagare är att de ger ett medelvärde över en längre period och att de endast visar den biotillgängliga fraktionen av metalljonkoncentrationen. En nackdel med passiv provtagning är att det ännu saknas bedömningsgrunder för jonkoncentrationerna.

Syftet med undersökningen var att, med hjälp av passiva provtagare, undersöka metalljonkoncentrationen vid tre punkter i Anderstorpsån nedströms Anderstorp. Provpunkternas placering motiveras med att tidigare provtagning har varit förhållandevis gles i den aktuella delen av ån. Provtagningen syftar till att komplettera tidigare undersökningar.

Tre passiva provtagare placerades ut och låg ute i Anderstorpsån nedströms Anderstorp mellan den 23 oktober och den 23 november 2009. Under provtagningsperioden kontaminerades en av provtagarna på grund av kontakt med luften. Vattnets temperatur och pH uppmättes med jämna intervall under perioden. Proverna analyserades av ALS Laboratory Group med analysmetoderna ICP-AES eller ICP-MS.

Resultaten har jämförts med resultat från en tidigare undersökning av Anderstorpsån, **Anderstorpsån inlopp Nissan** (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län), samt vattendrag som klassas som relativt opåverkade av Länsstyrelsen i Jönköpings län. Dessa resultat kommer från mätningarna **Knipån 110** och **Knipån ref** (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008) som utfördes under oktober-november 2008 samt lokalen **Emån ned Vetlanda** (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län) som uppmättes i oktober 2006. För bly, kadmium och nickel finns uppmätta Sverigemedianer och medelvärden från 2006 (SWECO VIAK Screening Report 2007:1). Resultaten från vår undersökning visar att det i den valda delen av Anderstorpsån förekommer förhöjda halter av bly, kadmium, nickel, zink, koppar, järn och kobolt.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

1.1.1 GEOGRAFI

Anderstorpsån är ett av Nissans större tillflöden. Avrinningsområdet är 189 km² stort och in går i ”Sydsvenska högländets och smålandsterrängens myrrika västsida”. Terrängen är rik på myrar och barrskog med sparsamt insprängd åkermark. Ån rinner genom Götarpsjön norr om Gnosjö, vidare genom Gnosjösjön, Hären och Anderstorps samhälle. Utloppet i Nissan ligger mellan Gislaved och Smålandsstenar. Fallhöjden är 100m och åns längsta lopp är ca fyra mil långt.

1.1.2 HISTORIK

Regionen runt Anderstorp och Gnosjö är känd för sin rika tillgång på småföretag och sin entreprenörsanda. Här finns framförallt många metall- och ytbehandlingsindustrier som började utvecklas redan på 1800-talet. De många ytbehandlingsindustrierna har bidragit till kraftigt förhöjda halter av tungmetaller i områdets vattendrag. Orsaken till utsläppen är den s.k. ytbehandlingsprocessen som från början saknade normer och riktlinjer när det gällde rening av avlopps- och sköljvatten. Detta medförde att orenat processvatten släppte ut till recipienten. Reglerna har successivt blivit strängare men äldre utsläpp har fortfarande inverkan på miljön.

1.1.3 TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR

Mätningar av föroreningar i Nissan med biflöden utgörs av den samordnade recipientkontrollen för Nissan som utförs månadsvis av Nissans vattenvårdsförbund. Här har det konstaterats att Anderstorpsån avviker med förhöjda halter av koppar, zink, nickel och krom.

En undersökning genomfördes 1999 av länsstyrelsen med syftet att utreda källorna till utsläppen samt att se över och ta fram åtgärdsplaner för att minska metallbelastningen i Anderstorpsån. (Anderstorpsån 1999 – Tillstånd och åtgärdsförslag, meddelande 2000:9). Undersökningen fastställde att förhöjda halter av bland annat koppar, krom och nickel kvarstod i Anderstorpsån samt att arealförlusten, d.v.s. det totala utsläppet dividerat med avrinningsområdets storlek, visar på att tillförseln av metaller till Nissan är hög. Utsläppskällor som undersöktes var industrier, reningsverk, bilvårdsanläggningar och dagvatten från tätorter och vägnät. Utredningen av utsläppskällorna visade att större delen av tillförseln kommer från så kallade diffusa källor som kan vara förorenade markområden och kontaminerade sediment. Detta betyder att en stor del av Anderstorpsåns metallbelastning härrör indirekt från tidigare industriverksamhet. Det fastslogs bland annat att det fanns ett behov av utökade undersökningar om vilka områden som har den största metallbelastningen.

Syftet med nästa stora undersökning som genomfördes 2002 (”Metaller i Anderstorpsån 2002 – tillstånd, trender och transporter”, meddelande nr 2004:17) var att närmare utreda

utsläppskällorna för tillförsel av tungmetaller till Anderstorpsån. I undersökningen kartlades föroreningsnivåerna av metaller i Anderstorpsåns olika delar. Halterna jämfördes över en tioårsperiod och man kunde visa på en minskning av tungmetaller över det senaste decenniet. Halterna i sedimenten var fortfarande förhöjda.

Undersökningar med filtrerat prov genomfördes och det fastslogs att fler likartade mätningar behövdes. Fördelen med filtrerat prov är att man endast mäter den biotillgängliga fraktionen. Det vill säga de metalljoner som kan tas upp av levande organismer. Detta kan göras med så kallad passiv provtagning.

1.2 Syfte och mål

Syftet med vårt projekt är att, med hjälp av passiva provtagare, undersöka metalljonkoncentrationen på tre punkter i Anderstorpsån nedströms Anderstorp. Provpunkternas placering motiveras med att tidigare provtagning har varit förhållandevis gles i den aktuella delen av ån. Provtagningen syftar till att komplettera tidigare undersökningar.

1.3 Ytbehandling

Begreppet ytbehandling innefattar ett stort antal olika processer vars syfte är förändrade ytegenskaper hos grundmaterialet. Det är oftast metaller som ytbehandlas men ytbehandling av t.ex. plast förekommer också. Den egenskap som oftast eftersträvas är korrosionsskydd, men ytbehandlingen kan också vara ett bra underlag för lackering eller en mer estetiskt tilltalande yta.

De steg som ingår i processen är sköljning, förbehandling, ytomvandling och metallbeläggning.

1.3.1 SKÖLJNING

Sköljningens syfte är tvättning av godset inför doppning i olika processbad. Den är till för att få en jämn och fin yta på den färdiga produkten samt att öka livslängden på de olika processbaderna som kan kontamineras genom att oönskade ämnen följer med godset.

1.3.2 FÖRBEHANDLING

Förbehandlingen är till för att förbereda godset inför ytbehandlingen. Den kan bestå av avfettning, betning (avlägsnande av metalloxider som t.ex. rost) eller blåstring.

1.3.3 YTOMVANDLING

Ytomvandlingens syfte är oftast att ge vidhäftningsmöjligheter åt ett lacklager samt lättare korrosionsskydd. De typer av ytomvandlingsmetoder som finns är:

- **Fosfatering:** godset doppas i ett kar som innehåller fosfater. De olika typerna är: järnfosfatering, zinkfosfatering, zinkmanganfosfatering och manganfosfatering.
- **Kromatering:** godset som doppas i kromateringsbadet kan få olika färg beroende på badets sammansättning. Badet kan innehålla kromsyra, fluorider, cyanider, nitrater, sulfater, acetater, nitriter, fosfater m.m.
- **Anodisering:** används främst på aluminium. Elektrolys används för att oxidera ytan på godset, aluminiumoxiden skyddar sedan metallen från fortsatt korrosion.

- **Svartoxidering:** ett oxidskikt skapas på godset genom att det doppas i ett bad med en blandning av natriumhydroxid, natriumnitrat och natriumnitrit. Oxidskiktet måste kompletteras med ytterligare behandling för att få fullt korrosionsskydd.
- **Passivering:** Ett skyddande skikt åstadkoms genom att man doppar godset i en sur lösning.

1.3.4 METALLBELÄGGNING

Metallbeläggnings syfte är korrosionsskydd. Ytmetallen kan antingen bilda ett skyddande oxidskikt i kontakt med syre, eller utgöra en offeranod och oxideras i stället för den metall som den skyddar. Flera olika metoder används:

- **Elektrolytisk metallbeläggning** genomförs med hjälp av el. Man kopplar godset till katten varvid positiva joner i lösningen reduceras och bildar ett ytskikt på godset, samtidigt oxideras anoden och bildar nya positiva joner. Elektrolytisk metallbeläggning görs med zink, zink-järnlegering, zink-koboltlegering, zink-nickellegering, nickel, kromsyra (6-värda kromater), koppar och tenn. Beläggning med kadmium har förekommit men är förbjudet, förutom i vissa undantagsfall, sedan 1982 på grund av den höga toxiciteten.
- **Kemisk metallbeläggning:** Metallen läggs på godset med hjälp av olika kemiska processer som sker i ett processbad. Processbaden innehåller metallsalter, reduktionsmedel, komplexbildare samt kemikalier som ökar badets livslängd och stabilitet. De metaller som används är koppar och nickel.
- **Termisk metallbeläggning:** Det finns två huvudtyper av termisk ytbeläggning:
 - Ytskiktet läggs på genom att godset doppas i smält metall, så kallad varmdoppning. Den metall som främst används är zink eller zink-aluminiumlegering (Aluzink). Ytskiktet blir tjockare än vid elektrolytisk beläggning.
 - Godset besprutas med smält eller halvsmält metall, så kallad termisk sprutning. Tjockleken på ytskiktet kan regleras mellan 0,1 – 25 mm.
- **Mekanisk metallbeläggning:** Godset trumlas med tillsats av ett metallpulver för att "hamra" in ett tunt metallskikt i ytan. Kan användas för smådelar som till exempel höghållfasta skruvar som vid annan ytbehandling riskerar väteförsprödning (Förhöjda halter av väte, som kan orsakas av elektrolytisk beläggning, kan öka sprödheten i skruvarna och ge dem en kortare hållbarhet.).

1.3.5 YTBEHANDLING ORSAKAR METALLUTSLÄPP

De moment i ytbehandlingsprocessen som ger metallutsläpp är främst rengöringen av godset (sköljningen) och rengöringen av processkaren. Sköljvattnet rensas men innehåller fortfarande förhöjda halter av metalljoner. De vanligaste metallerna som släpps ut är zink, krom, nickel och koppar men förhöjda halter av bly, kadmium, kvicksilver, tenn, aluminium och järn kan också förekomma. Alla metaller är toxiska, även de essentiella metaller som behövs i biologiska processer är giftiga vid höga halter. Den relativa toxiciteten mellan ytbehandlingsmetallerna visas i tabell 1.

Mycket toxiska samt bioackumulerande	Medeltoxiska	Låg toxicitet
Bly	Koppar	Aluminium
Kadmium	Krom	Järn
Kvicksilver	Nickel	
	Tenn	
	Zink	

Tabell 1. Den relativa toxiciteten mellan ytbehandlingsmetaller. Källa: Naturvårdsverket Allmänna råd 97:5 Oorganisk ytbehandling.

1.4 Metallernas miljöpåverkan

De flesta metaller förekommer naturligt i mycket små mängder i ekosystemet. Förhöjda halter kan störa ekosystemet bl.a. genom att binda sig till enzymer i levande organismer. Metallernas toxicitet varierar med de former i vilka metallerna återfinns. Metallernas miljöpåverkan ökar generellt sett vid lågt pH och i mjukt vatten med lågt humus- och näringsinnehåll. (Koppar i sjöar och vattendrag, www.naturvardsverket.se)

Metaller kan ändra toxicitet också efter att de upptagits i en organism. Detta kan ske till exempel genom ändring av joniseringsgrad eller genom bindning till molekyler av olika slag.

Höga metallhalter i vattendrag får störst konsekvenser för de organismer som lever i vattnet, men även landlevande och marina arter påverkas. Detta sker främst genom biomagnifikation och bioackumulation, respektive genom att föroreningar i våra vattendrag så småningom kommer ut i havet.

För människors hälsa får metallföroreningar i de allra flesta fall inga stora direkta konsekvenser vid födointag. Undantag är bly och kadmium som klassas som de farligaste metallerna ur biologisk synvinkel eftersom de är bioackumulerande, det vill säga att halten i organismen ökar under livstiden. Kadmium, bly och nickel finns med som prioriterade ämnen i Europaparlamentets och Europarådets direktiv 2008/105/EG. (Kemikalier inom vattenförvaltningen, www.naturvardsverket.se).

De metaller som klassas som medeltoxiska av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket Allmänna råd 97:5 Oorganisk ytbehandling) är nickel, zink och koppar.

Olika metaller orsakar olika skador. Ofta binds emellertid metallerna till SH-grupper i molekyler. Vad detta ger för konsekvenser varierar.

(<http://www.occmmed.uu.se/metal/metall.html> Metaller i arbets- och miljömedicinen 2010-03-29)

2 Genomförande

Tre passiva provtagare, av typen PSM-1 från ALS Laboratory Group, placerades ut i Anderstorpsån i Gislaveds kommun den 23 oktober 2009 (se tabell 2 och karta bilaga1).

Vid utsättning och upptagning användes plasthandskar. Filtret vidrördes ej. Till samtliga provtagare användes en sandfylld PET-flaska (volym 1 liter) som lod. Lodet fästes i provtagarens hölje med en nylonlina. Provtagaren fästes i ett närliggande träd med en annan nylonlina av samma typ. Längden på linorna till lod och fastgöring anpassades för att få provtagarna på önskat djup.

Under provtagningstiden drev ett av loden så att en av provtagarna (A3) kom i kontakt med luften. Det betyder att resultatet inte skulle överrensstämma med vattenfasen, därför analyserades den inte.

Provtagare A21 placerades i strömmande vatten på 15 cm djup, ca 10 cm från botten. Provtagare A22 placerades på ca 50 cm djup. Vid upptagningen hade vattennivån höjts markant vilket gjorde att A21 befann sig på ca 70 cm djup och A22 på ca 1 m djup. Vattnets temperatur mättes vid utsättning, upptagning samt fyra gånger däremellan med sju dygns intervall. Vid samma tillfällen togs vattenprover utifrån vilka pH-värdet bestämdes. Mätningarna av pH-värdet gjordes alla på samma instrument. Elektroden buffrades till pH 6,00 i samtliga fall.

Upptagning av provtagarna gjordes den 23 november 2009. Provtagarna sköljdes med avjonat vatten, skakades av försiktigt och lades i var sin ren plastpåse. Efter märkning av påsarna lades dessa i ett vadderat kuvert och skickades samma dag med post till ALS Laboratory Group i Luleå för analys.

Provmärkning	Koordinater	Tid (utplacering)	Tid (upptagning)
A21	57° 16.318N 13° 37.067Ö	2009-10-23 13.54	2009-11-23 14.21
A22	57° 16.107N 13° 36.768Ö	2009-10-23 14.43	2009-11-23 14.31
A3	57° 15.898N 13° 36.637Ö	2009-10-23 15.16	2009-11-23 14.41

Tabell 2. Provtagarnas märkning, placering samt datum och tid för utplacering och upptagning.

2.1 Passiv provtagning

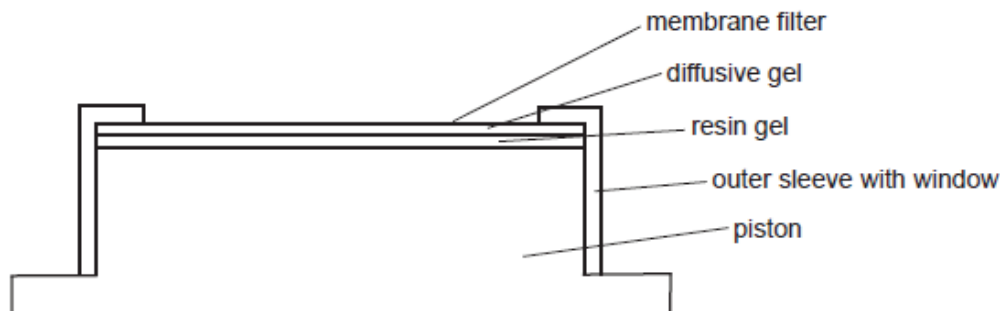
Passiva provtagare av typen PSM-1 från ALS Laboratory Group har använts i projektet (se figur 1 och 2). I provtagarna används DGT-teknik (diffusive gradients in thin films). Metalljoner i vattnet tas upp av ett jonbytarmaterial efter diffusion genom ett filter och ett poröst gel. Ju längre exponeringstid i vattnet, desto större mängd joner ackumuleras. Partikelbundna metalljoner och starkt sammansatta metaller tas inte upp av provtagarna, utan resultatet kan anses representera den biotillgängliga fraktionen, alltså det som kan tas upp av levande organismer. Detta medför att resultaten inte direkt kan jämföras med resultat från vanliga vattenprov.



Figur 1. Passiv provtagare av typen PSM1 från ALS Laboratory Group

Innan analys elueras jonerna med en syra. Om vattentemperaturen är känd kan koncentrationen av respektive metall beräknas med de spektrometriska analysmetoderna ICP-AES eller ICP-MS. (www.alsglobal.se/hem2005/pdf/ps_metal_090525.pdf)

En fördel med passiv provtagning är att man får ett medelvärde över en längre tid, vilket innebär att man inte riskerar att provet tas vid ett tillfälligt utsläpp. Det blir också lättare att få fram ett riktigt värde vid användning av passiv provtagning då koncentrationerna blir större. En annan fördel med passiv provtagning är att antalet felkällor i handhavandet minskar. Då bara den biotillgängliga fraktionen tas upp kan man med passiv provtagning få en bättre bild av de reella konsekvenserna av metallförekomsterna. En nackdel med passiv provtagning är att det ännu saknas bedömningsgrunder för jonkoncentrationerna.



Figur 2. Passiv provtagare av typen PSM1 från ALS Laboratory Group, schematisk bild3 Resultat

3.1 Jämförande prover

Förutom resultaten från den egna studien gällande provpunkterna A21 och A22 redovisas i det följande, som jämförelse, även resultat från andra provtagningar med passiva provtagare.

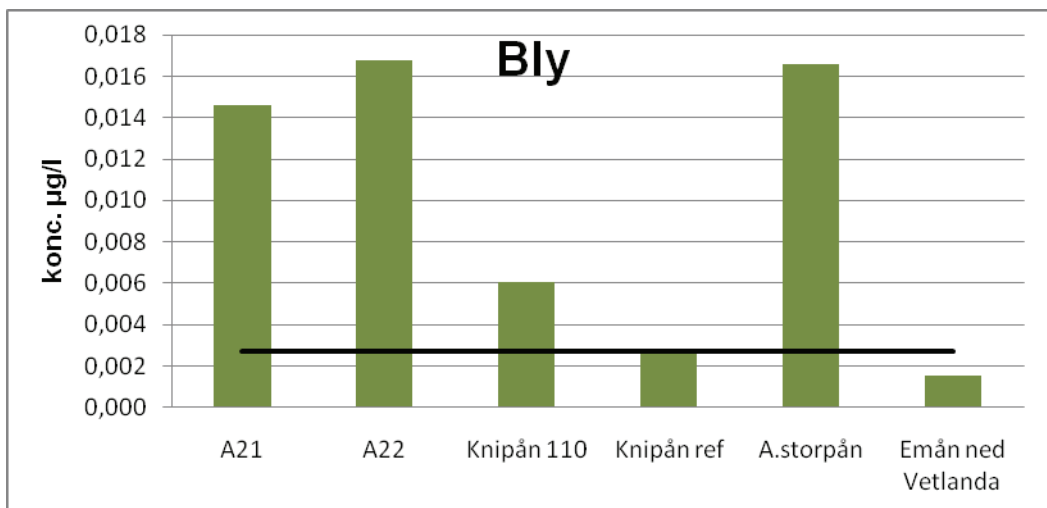
Resultaten från lokalerna **Emån ned Vetlanda** och **Anderstorpsån inlopp Nissan** uppmättes i oktober 2006 (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län). Bly, kadmium och nickel är de enda ämnen som ingår i både denna och nuvarande studie. Mätningarna vid **Knipån 110** och **Knipån ref** utfördes under oktober-november 2008 (referens). Vid dessa lokaler uppmättes halter av samtliga metaller som ingår i nuvarande undersökning.

För bly, kadmium och nickel finns uppmätta Sverigemedianer och medelvärden från 2006 (SWECO VIAK Screening Report 2007:1)

3.2 Metalljonkoncentrationer

3.2.1 BLY

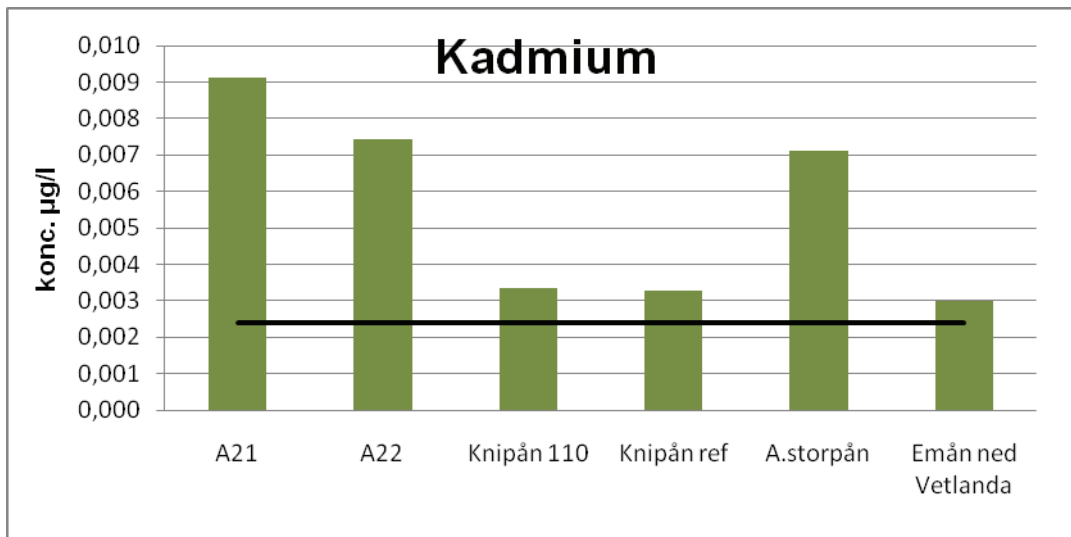
Halten av bly i Anderstorpsån (figur 3) är mer än fem gånger så hög som medianvärdet för Sverige som uppmättes år 2006.



Figur 3. Koncentrationer av bly i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008) och halter uppmätta i Emån 2006 (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län) vattendrag som anses vara relativt opåverkade av metallföroreningar. Resultatet A.storpån kommer från en mätning gjord 2006 (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län). Den vågräta linjen visar medianen för blykoncentrationen i Sveriges vattendrag 2006 (SWECO VIAK Screening Report 2007:1).

3.2.2 KADMIUM

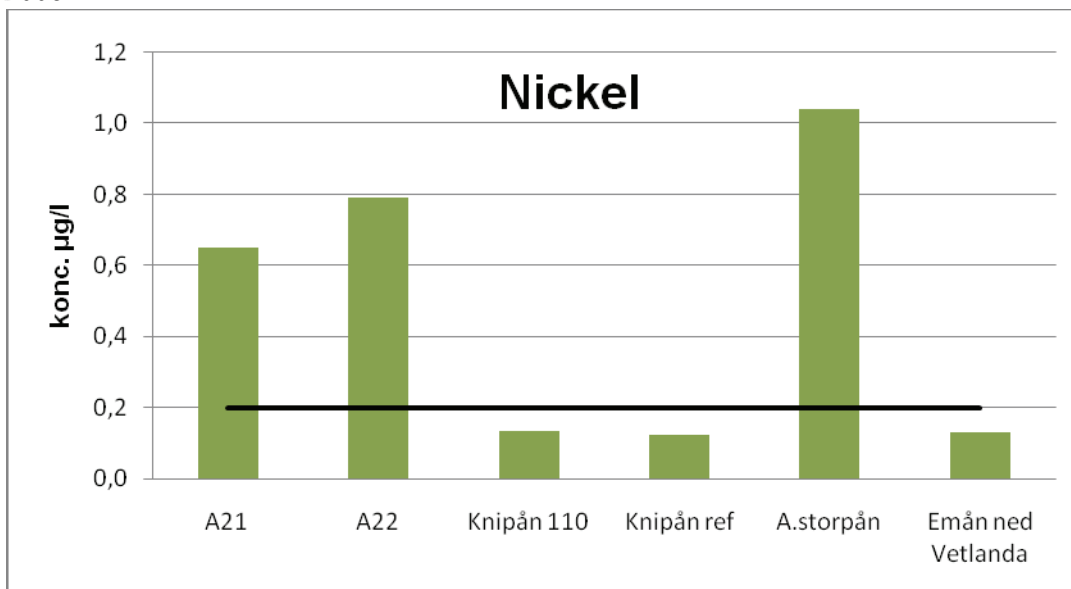
Halten av kadmium i Anderstorpsån (figur 4) är tre gånger högre än Sverigemedianen från år 2006.



Figur 4. Koncentrationer av kadmium i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008) och halter uppmätta i Emån 2006 (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län) vattendrag som anses vara relativt opåverkade av metallföroreningar. Resultatet A.storpån kommer från en mätning gjord 2006 (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län). Den vågräta linjen visar medianvärdet för kadmiumkoncentrationen i sveriges vattendrag 2006 (SWECO VIAK Screening Report 2007:1).

3.2.3 NICKEL

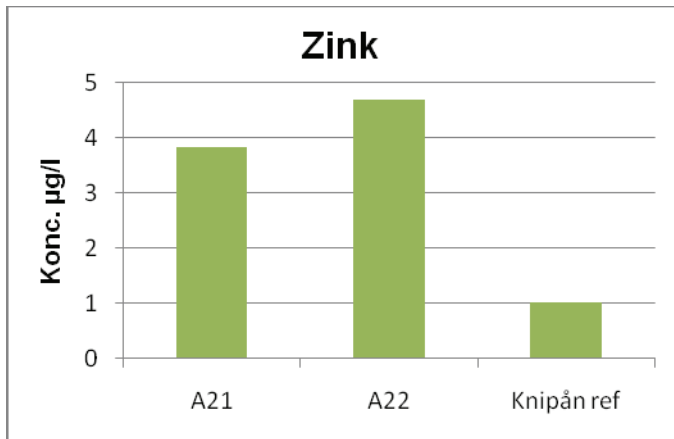
Halten av nickel i Anderstorpsån är drygt tre gånger så hög som Sverigemedianen från år 2006.



Figur 5. Koncentrationer av nickel i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008) och halter uppmätta i Emån 2006 (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län) vattendrag som anses vara relativt opåverkade av metallföroreningar. Resultatet A.storpån kommer från en mätning gjord 2006 (Meddelande 2008:10 Länsstyrelsen i Jönköpings län). Den vågräta linjen visar medianvärdet för nickelkoncentrationen i sveriges vattendrag 2006 (SWECO VIAK Screening Report 2007:1).

3.2.4 ZINK

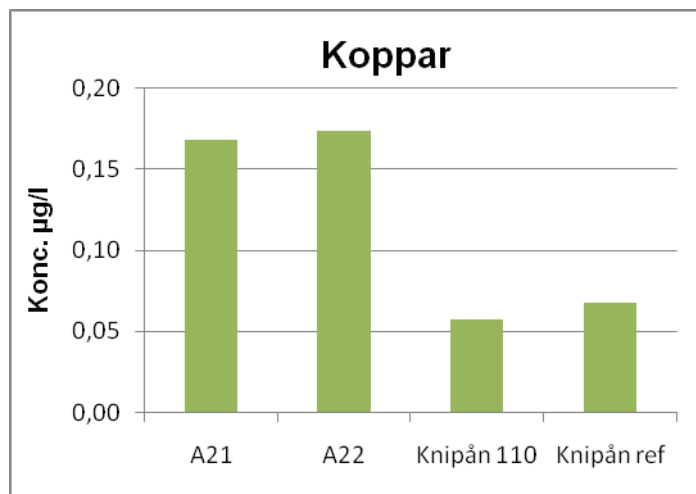
Zinkhalten i Anderstorpsån (figur 6) är ca fyra gånger högre än den i Knipån.



Figur 6. Koncentrationer av zink i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008)

3.2.5 KOPPAR

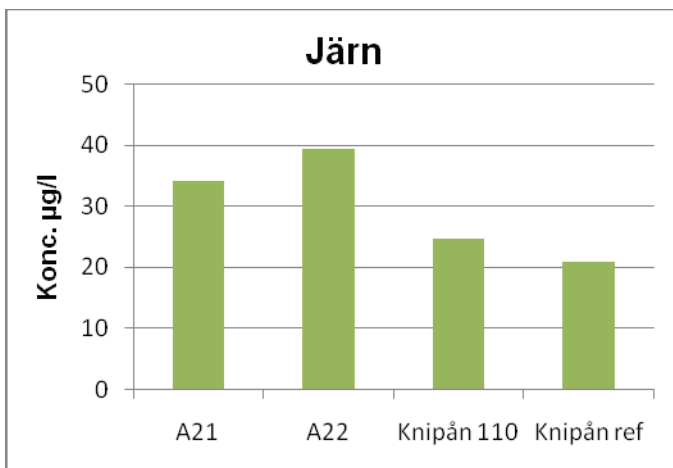
Halten av koppar i Anderstorpsån (figur 7) är knappt tre gånger högre än i Knipån.



Figur 7. Koncentrationer av koppar i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008)

3.2.6 JÄRN

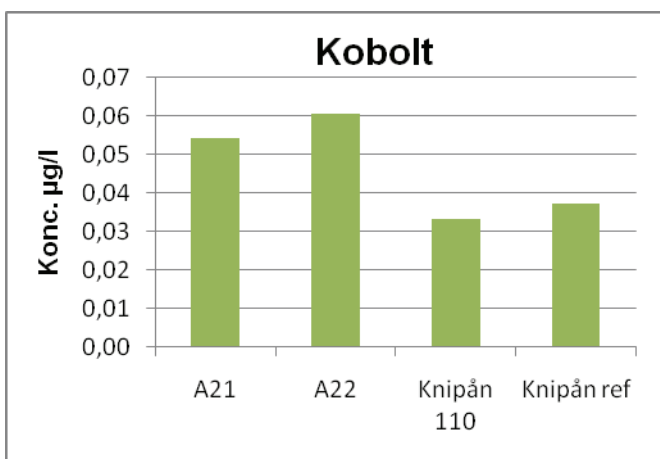
Järn anses av Naturvårdsverket ha relativt låg toxicitet. Halten av järn i Anderstorpsån (figur 8) är ca 60% högre än halten i Knipån.



Figur 8. Koncentrationer av järn i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008)

3.2.7 KOBOLT

Kobolthalten i Anderstorpsån (figur 9) är ca 60% högre än i Knipån.



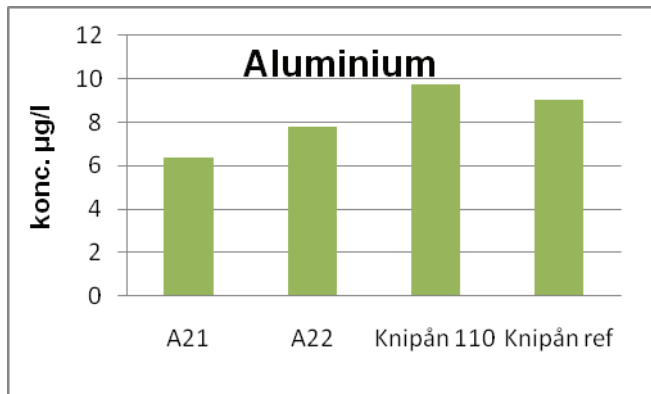
Figur 9. Koncentrationer av kobolt i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008)

3.2.8 KROM

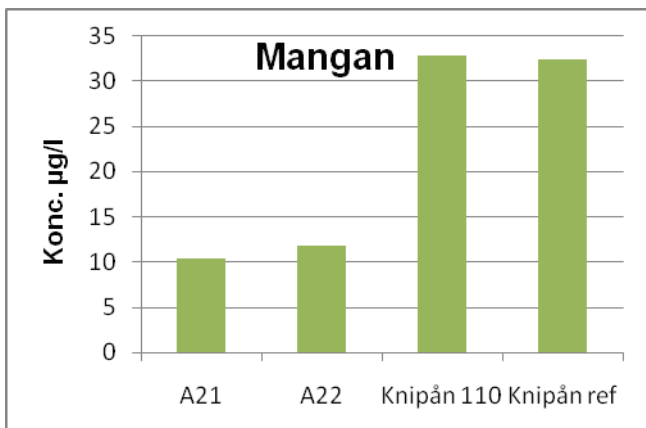
Halten av krom i Anderstorpsån var vid både provpunkt A21 och A22 mindre än 0,01 µg/l. Lägre halter än så går inte att analysera.

3.2.9 ALUMINIUM, MANGAN OCH URAN

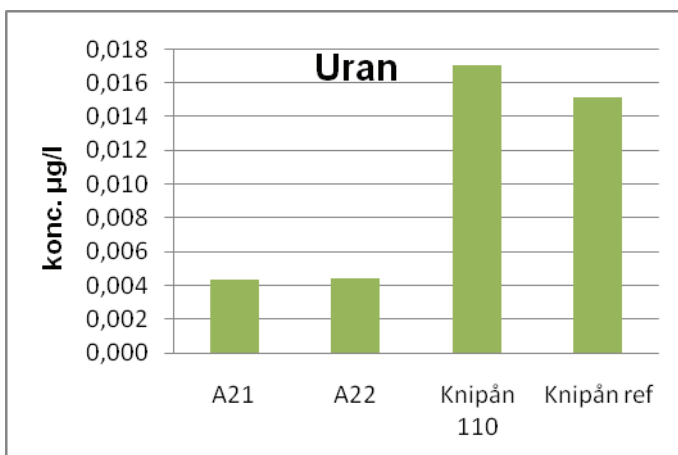
Halterna av aluminium (figur 10), mangan (figur 11) och uran (figur 12) är lägre i Andersstorpsån än i Knipån.



Figur 10. Koncentrationer av aluminium i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008)



Figur 11. Koncentrationer av mangan i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008)



Figur 12. Koncentrationer av uran i vattenfasen uppmätt med passiv provtagning. Provpunkterna i denna studie; A21 och A22 jämförs med halter uppmätta i Knipån 2008 (Länsstyrelsens arbetsmaterial, 2008)

4 Diskussion

Passiv provtagning är en relativt ny metod, vilket gör att nationella bedömningsgrunder ännu saknas. Resultaten visar dock att Anderstorpsån är kraftigt påverkad av metaller och att skillnaderna mellan provpunkterna A21 och A22 inte skiljer sig nämnvärt åt. Resultaten bör därför kunna betraktas som relevanta.

Resultaten visar att halterna av kadmium, kobolt, koppar, järn, nickel, bly och zink är högre i Anderstorpsån än i Knipån, som använts som referens på grund av att det är ett relativt opåverkat vattendrag. Övan nämnda metaller överensstämmer bra med de metaller som används eller har använts vid ytbehandling (se avsnittet ”1.3.5 Ytbehandling orsakarmetallutsläpp” i inledningen).

Tänkbara felkällor i denna undersökning har med handhavandet och placeringen av provtagarna att göra. Förhållandena vid de av Länsstyrelsen angivna provpunkterna skiljde sig åt i fråga om fästmöjligheter, vattendjup och tillgänglighet. Detta medförde att provtagningen utfördes på olika djup vilket kan ha påverkat resultaten. Loden som användes var inte optimala eftersom de förflyttades något med strömmen, vilket bland annat ledde till att en av provtagarna (A3) kom i kontakt med luften så att hydrogelen torkades ut. Det lägre antalet provpunkter gör resultaten osäkra, eftersom det blir svårare att upptäcka felaktiga resultat. De två resterande resultaten skiljde sig inte nämnvärt åt, vilket talar för att resultaten ger ett riktigt värde för de förhållanden som rådde under provtagningsperioden.

Under provtagningsperioden ökade vattenflödet i Anderstorpsån på grund av stora regnmängder. Detta innebär att provtagningsdjupet förändrades under perioden och att metallhalter i vattnet kan ha späts ut. Vattnet i Anderstorpsån är mjukt och klassas som måttligt surt. Detta kan bidra till förhöjda metallhalter (se 1.3.6 Metallernas miljöpåverkan). Våra uppmätta pH-värden är lägre än de värden Nissans vattenvårdsförbund uppmätt under samma period, vilket kan bero på bristfällig mätutrustning.

Så här i efterhand finns det flera saker som vi kunde ha gjort annorlunda för att få ett bättre resultat.

- Temperaturen förändrades under provtagningsperioden. En tätare kontroll av temperaturen skulle ha kunnat ge ett bättre medelvärde och därmed ett säkrare analysresultat.
- De lod som användes var inte tillräckligt tunga. Om provtagarna varit bättre förankrade vid botten skulle vi haft ett tredje resultat att jämföra med.
- Det hade också varit bra om vi i förväg hade kontrollerat möjliga fästpunkter. Detta för att få provtagarna på samma djup mm. Om vi i förväg hade haft bättre kunskap om normalläget i området vad gäller t.ex. nederbörd, vattenflöde, vattennivå och pH, skulle vi kunna ha varit mer uppmärksamma på förändringar och avvikelser från normalläget. Det skulle ha hjälpt oss i vår analys av resultaten.
- Fler provpunkter hade gett ett säkrare resultat, eftersom avvikelser från medelvärdet inte får så stor betydelse.

5 Referenser

Braf L, Jaldemark B, Anderstorpsån 1999 –tillstånd och åtgärdsförslag, , meddelande 2000:9
Länsstyrelsen Jönköpings län

Hedberg G, Screening av miljögifter i Jönköpings län 2004-2006, meddelande nr 2008:10
Länsstyrelsen Jönköpings län

Jaldemark B, Blank H, Metaller i Anderstorpsån 2002 –tillstånd, trender och transporter,
meddelande 2004:17, Länsstyrelsen Jönköpings län.

Oorganisk ytbehandling, Allmänna råd 97:5, Naturvårdsverket

SWECO VIAK Nationwide screening of WFD priority substances Screening Report
2007:1

http://www.alsglobal.se/hem2005/pdf/ps_metal_090525.pdf 2010-03-29

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Vattenforvaltning/Vattenforvaltning-steg-for-steg/Att-klassificera/Kemikalier-inom-vattenforvaltningen/> Utskrift 2010-02-19

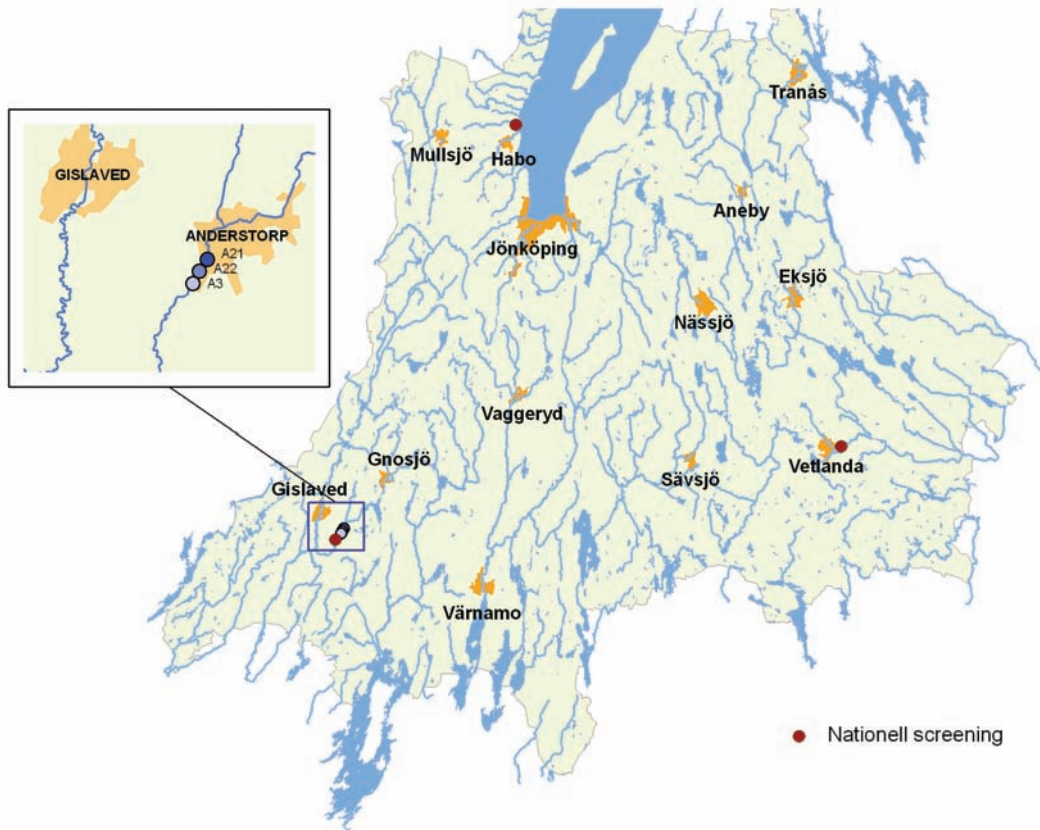
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Officiell-statistik/Statistik-efter-amne/Miljotillstandet-i-sotvatten/Koppar-i-sjoar-och-vattendrag/> 2010-03-07

<http://www.occmmed.uu.se/metal/metall.html> 2010-03-29

Vi vill rikta ett tack till

- Carsten Roat, lärare vid Gislaveds gymnasium, och Annelie Johansson, avdelningschef på Miljö- och samhällsbyggnadsavdelningen på Länsstyrelsen i Jönköpings län, som varit våra handledare genom hela projektet.
- Gunnel Hedberg, handläggare Vatten Naturavdelningen på Länsstyrelsen i Jönköpings län, för hjälp och råd angående passiv provtagning.
- Carin Andersson, vattenhandläggare på Länsstyrelsen i Jönköpings län, för hjälp med rapporten.
- Maria Carlsson, sjövattnsbiolog på Länsstyrelsen i Jönköpings län, för hjälp med utplacering av provpunkter.
- Bengt-Göran Ericsson, kommunekolog på Gislaveds kommun, för information om tidigare undersökningar om Anderstorpsån.

6 Bilaga



Figur 13. Karta över Jönköpings län med utmärkta provpunkter. A21, A22 och A3 är de provtagningspunkter som använts i denna studie. 1102 är en provpunkt för vattenmossa som används av den samordnade recipientkontrollen som utförs av Nissans vattenvårdsförbund.



Figur 14. Karta över Anderstorp med utmärkta provpunkter. A21, A22 och A3 är de punkter som använts i denna studie, 1102 är en provpunkt för vattenmossa som används av den samordnade recipientkontrollen som utförs av Nissans vattenvårdsförbund.



Länsstyrelsen i Jönköpings län

Länsstyrelsen i Jönköpings län

551 86 Jönköping

Telefon: 036-39 50 00

Fax: 036-12 15 58

Webbplats: www.lansstyrelsen.se/jonkoping

E-post: jonkoping@lansstyrelsen.se