



Naturvetenskapsprogrammet



Jordbrukets påverkan på sjöar

en kvantitativ studie fokuserad på vattenkemi

Namn: Hugo Johansson och Oliver Petersson

Klass: NA21C

Handledare: Henrik Johansson

Datum: 2024-04-23

Förord

Vi som författat den här rapporten vill rikta ett extra stort tack till Dr. Erik Sjöberg, Avdelningschef Arvidstorps Laboratorium, Trollhättan Energi AB, för all hjälp med det laborativa arbetet. Utan dig hade det här gymnasiearbetet aldrig gått att genomföra. Vi vill även tacka Skogshöjden Trollhättans scoutkår för att vi fick låna deras flytvästar under vattenprovtagningen. Slutligen vill vi rikta ett stort tack till vår handledare Henrik Johansson och läraren Carina Torstensson för att ha kommit med kloka idéer och stöttat oss under arbetets gång.

Abstract

This study aimed to investigate the influence of agricultural proximity on water chemistry parameters such as ammonium nitrogen, total nitrogen, and total phosphorus in lakes, as well as to discuss potential mitigation strategies against agricultural impact on these lakes. Sampling was conducted at a depth of 0.5 meters in Hullsjön, Östra Hästefjorden, Dättern (a detached part of Lake Vänern), and Lake Vänern itself. Results revealed significant elevations in total nitrogen and total phosphorus concentrations in lakes adjacent to agricultural areas compared to those without such proximity. This is largely attributed to anthropogenic leakage from fertilizers commonly used in agriculture. Variations were observed among the lakes, with Hullsjön exhibiting the highest levels due to its complete encirclement by agricultural land and historical eutrophication. Proposed mitigation strategies include transitioning to organic fertilizers to reduce nutrient leakage and promote sustainable farming practices, necessitating stringent regulations. Further research is needed to assess the effectiveness and costs of these strategies. This study contributes to understanding the impact of agriculture on lake ecosystems and towards achieving sustainable water management.

Innehållsförteckning

1 Inledning.....	1
1.1 Introduktion.....	1
1.2 Syfte och avgränsningar.....	1
1.3 Frågeställning och hypotes.....	2
2 Teori.....	3
2.1 Definition, orsaker och konsekvenser av övergödning.....	3
2.2 Olika typer av gödningsmedel och dess framställning.....	4
2.2.1 Oorganiskt gödningsmedel.....	4
2.2.2 Organiskt gödningsmedel.....	5
2.3 Åtgärder mot övergödning.....	5
2.4 Ammonium, kväve och fosfor.....	6
2.5 Sjöar.....	7
2.5.1 Hullsjön.....	7
2.5.2 Östra Hästefjorden.....	8
2.5.3 Dättern.....	8
2.5.4 Väneren.....	9
3 Metod och material.....	11
3.1 Teoretisk metod.....	11
3.2 Experimentell metod.....	11
3.2.1 Tillverkning av vattenhämtare.....	11
3.2.2 Vattenprovtagning och mätning av temperatur.....	12
3.2.3 Vattenanalys - kvantitativ bestämning av [Tot-N], [Tot-P], [NH ₄ -N] och pH.....	13
3.3 Riskbedömning.....	14
4 Resultat.....	15
5 Diskussion och slutsats.....	17
5.1 Diskussion.....	17
5.1.1 Resultatdiskussion.....	17
5.1.2 Åtgärdsdiskussion.....	20
5.1.3 Metoddiskussion och felkällor.....	20
5.2 Slutsats.....	21
Käll- och litteraturhänvisning.....	23
Bilagor.....	27
Bilaga 1 - LCK 349 Fosfor total / Fosfat Otro.....	27
Bilaga 2 - LCK 138 Laton.....	29
Bilaga 3 - LCK 303 Ammoniumkväve.....	30
Bilaga 4 - Koordinater till vattenprovtagningsplatser.....	31
Bilaga 5 - Bilder från provtagningen av Östra Hästefjorden, Hullsjön och Dättern.....	31
Bilaga 6 - Övriga bilder från vattenprovtagningen och analysen.....	32

1 Inledning

1.1 Introduktion

Tillgången på näring i vatten är avgörande för allt levande i både sjöar och hav. Alla organismer behöver näring i någon form för att överleva, däremot kan för mycket näring medföra stora problem. När det tillförs för stora mängder, exempelvis kväve och fosfor, skapar det obalans i systemet och då kan övergödning uppstå. I Sverige har vi haft stora problem med övergödning de senaste åren, främst i Östersjön. Konsekvenserna har bland annat varit igenväxning och algbloomning, som i värsta fall har lett till syrebrist på bottenarna, där växter och djur har dött. Dessutom kan hälsan hos både människor och djur hotas om algerna som orsakar blomningen är giftbildande (Sveriges miljömål, u.å).

Övergödning orsakas främst av för stora halter kväve och fosfor i mark och vatten. Dessa ämnen kan hamna i miljön via utsläpp från biltrafik, båtar, och kraftverk. Två stora punktkällor till det diffusa utsläppet är läckage från jordbruket och utsläpp från avloppsreningsverk och industrier. Flera åtgärder har vidtagits för att motverka de problem vi står inför gällande övergödning och det görs kontinuerlig forskning på nya metoder för åtgärder (Naturvårdsverket, u.åc).

Detta arbete berör de biologiska aspekterna i naturvetenskapsprogrammets examensmål. Målet är att med experimentella och laborativa metoder samt analys av resultat och befintlig forskning kring ämnet kunna dra slutsatser kring hur sjöar och vattendrag påverkas av jordbrukets användning av gödningsmedel.

1.2 Syfte och avgränsningar

Syftet med studien är att undersöka hur närheten till jordbruksmark påverkar sjöar och vattendrag omkring Trollhättan. Vi har valt att undersöka detta då ämnet är aktuellt eftersom man vet att läckage från jordbruket tidigare har orsakat stora problem med övergödning och algbloomning i svenska vatten.

Gymnasiearbetet kommer att begränsas till ytvattnet på 0,5 meters djup i följande sjöar: Vänern (Ursand och Sanden), Hullsjön, Dättern (del av Vänern) och Östra Hästefjorden. Parametrarna som undersöks kommer att vara pH, vatten- och lufttemperatur, totalfosforhalt, totalkvävehalt och halten kvävebundet ammonium.

1.3 Frågeställning och hypotes

- Hur påverkar närheten till jordbruksmark de vattenkemiska parametrarna ammoniumkväve, totalkväve och totalfosfor i sjöar?

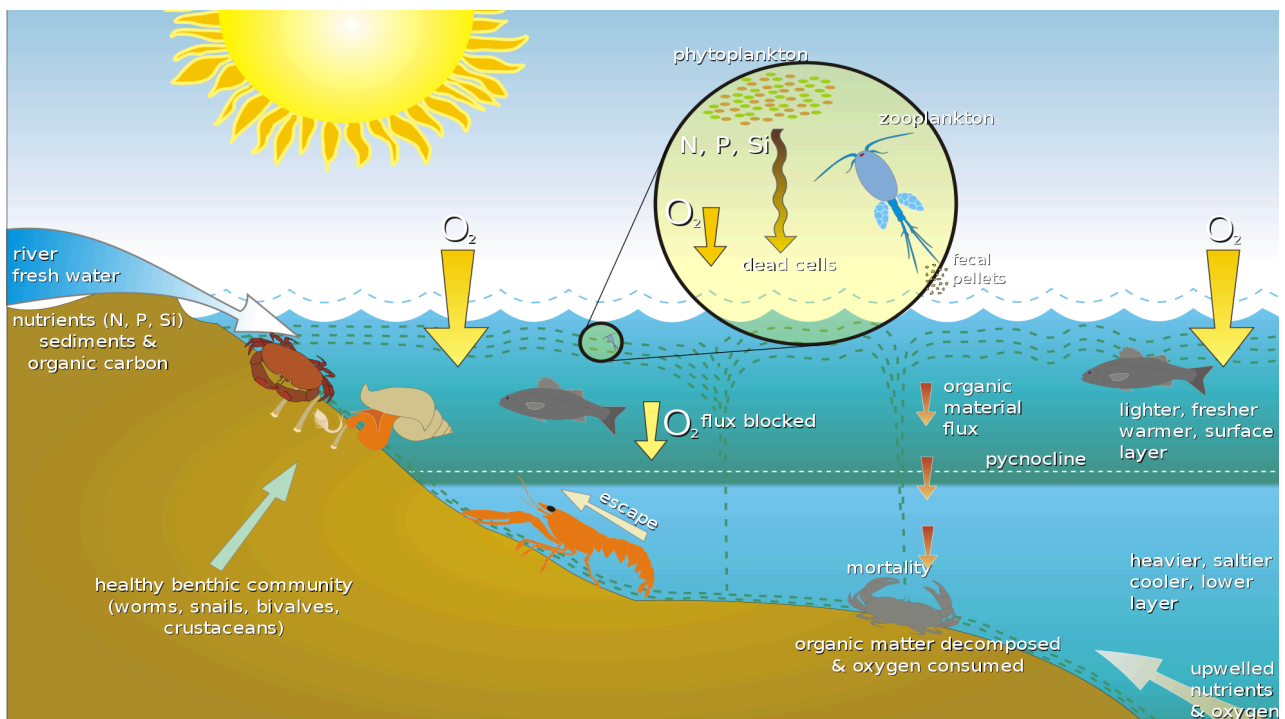
Vår hypotes är att sjöar som har mycket omkringliggande jordbruksmark kommer att ha förhöjda halter av ammoniumkväve, kväve och fosfor. Orsaken till detta tror vi är att jordbruket använder gödningsmedel som till stor del innehåller dessa näringsämnen vilket leder till att de hamnar i sjöar och vattendrag.

- Hur kan jordbrukets påverkan på sjöar och vattendrag motverkas?

2 Teori

2.1 Definition, orsaker och konsekvenser av övergödning

Övergödning, även kallat eutrofiering, är ett välkänt problem som drabbar sjöar, vattendrag och havsområden. De största problemen med övergödning finns i södra Sverige men förekommer i hela landet och i havsmiljön är övergödning ett av de största miljöproblemen som finns idag. Eutrofiering orsakas av att kväve, i form av nitrat och ammonium, och fosfor tillförs i en såpass stor mängd att det överskrider ekosystemets nettobehov, vilket gör att det skapas ett överskott av näring (Hubendick & Eklund, u.å; Thunholm et al., u.å).



Figur 1. Schematisk bild av övergödning. Från Ehinger, M. (2023). Scheme eutrophication [Illustration].

[https://ehinger.nu/undervisning/index.php/kurser/biologi-1/lektioner/varld-att-bevara/5556-overgodning.html?tmpl=](https://ehinger.nu/undervisning/index.php/kurser/biologi-1/lektioner/varld-att-bevara/5556-overgodning.html?tmpl=component)
[component](https://ehinger.nu/undervisning/index.php/kurser/biologi-1/lektioner/varld-att-bevara/5556-overgodning.html?tmpl=component). CC BY-NC-SA 4.0

Konsekvenserna av en eutrofiering är många och snarlika i både sjöar och hav. När näringshalterna höjs leder det till att mängden växtplankton ökar vilket gör att vattnet blir grumligt och siktdjupet minskar. Om ljuset inte kan nå botten och det blir för mörkt kommer de fotosyntetiserande organismerna som lever där inte kunna producera tillräckligt med syre och det bildas syrebrist vid botten. Utmed stränderna konkurreras fleråriga alger ut genom att de blir överväxta av mer snabbväxande fintrådiga alger. Ibland bildas stora flytande algmattor vilket kan hindra ljuset från att nå botten och leder till att alla växter får en mindre sfär att leva i, vilket gör att många fleråriga

växter och alger inte överlever. Fenomenet är i dagligt tal känt som algblooming och ibland bildar även algerna vid algblooming toxiner som kan äventyra hälsan för både människor och djur (Thunholm et al., u.å).

När växtsäsongen för fintrådiga alger och plankton är över dör de och sjunker till botten. Vid botten bryts de ner av mikroorganismer och andra bottendjur, men om biomassan som ska brytas ner är stor och det redan finns en syrebrist vid botten gör det att syret tar slut och området kan drabbas av bottendöd. Många arter av bottendjur som är beroende av syret kommer att dö ut eller behöva omlokalisera sig. Detta kan rubba eller slår ut hela ekosystem eftersom konsumenterna högre upp i näringskedjan påverkas då deras föda begränsas eller helt tar slut (Thunholm et al., u.å). Syrefattiga bottnar kan även leda till en internbelastning i vattenförekomsten som innebär att fosfor som finns lagrat i bottensedimentet frigörs och läcker ut i ekosystemet, vilket bidrar till en ökad tillväxt av växtplankton och alger (Rundaya & Skantz, 2022).

2.2 Olika typer av gödningsmedel och dess framställning

Gödningsmedel är en viktig komponent för att det moderna jordbruket ska fungera och något som används i stor utsträckning. Det finns huvudsakligen två typer av gödningsmedel, oorganiskt och organiskt gödningsmedel.

2.2.1 Oorganiskt gödningsmedel

Oorganiskt gödningsmedel beskrivs ofta som mineralgödsel, konstgödsel eller handelsgödsel och framställs genom kemiska processer (Naturskyddsföreningen, 2023). Konstgödsel innehåller oftast makronäringsämnen som finns naturligt i naturen i form av kväve (N), fosfor (P) och kalium (K), ämnen som växter behöver i stort omfång. Syntetiska gödningsmedel som innehåller kväve, fosfor och kalium kallas för NPK-gödsel och används i stor omfattning inom jordbruket. Olika gödningsmedel innehåller olika stor mängd näringsämnen, samt olika förhållanden mellan makronäringsämnena. Exempelvis kan ett gödningsmedel innehålla 25% kväve, 0% fosfor och 6% kalium, samt 69% av andra ämnen (Rundaya & Skantz, 2022).

Kvävebaserade gödningsmedel produceras med hjälp av naturgas genom Haber-Boschmetoden där ammoniak bildas genom en energikrävande jämviktsreaktion mellan kvävgas och vätgas inhämtat från atmosfären. Ammoniak kombineras därefter med koldioxid och bildar gödningsmedlet urea.

Fosforbaserade gödningsmedel framställs genom att fosfor utvinns ur gruvor i form av råfosfat som sedan behandlas med till exempel fosforsyra, svavelsyra, ammoniak eller salpetersyra. Kaliumgödsel, där den vanligaste formen är kaliumklorid, utvinns genom brytning i gruvor (Rundaya & Skantz, 2022).

2.2.2 Organiskt gödningsmedel

Organiskt gödningsmedel kommer från djur eller växter och kan exempelvis vara stallgödsel, rester från biogasanläggningar eller kompost och innehåller samma näringsämnen som konstgödsel. Organiskt gödsel innehåller även andra ämnen som är fördelaktiga för växter och andra organismer i marken (Naturskyddsföreningen, 2023).

2.3 Åtgärder mot övergödning

Situationen med problem gällande övergödning har blivit betydligt bättre på senare tid, trots det uppnår vi inte våra egna miljömål eller målen i EU:s vattendirektiv (Thunholm et al., u.å.). Den främsta åtgärden som genomförts har varit att minska utsläppen av kväve och fosfor vid punktkällor, som avloppsreningsverk och industrier. Detta har gett tydliga resultat, främst i närområdet. Denna åtgärd är relativt enkel eftersom man vet mer exakt var utsläppet sker, till skillnad från läckage från jordbruksmark och skogsmark, som är mer diffust. 1980 var året man systematiskt började arbeta med att minska läckage av kväve och fosfor från jordbruket, efter den stora debatten kring algbloomingen i Ringsjön i Skåne (Thunholm et al., u.å.).

Sedan mitten av 80-talet har det funnits åtgärdsprogram, som till stor del bygger på regler, skatter och rådgivning till lantbrukare, för att minska problemen. Detta har gjort att kväveläcket minskat kraftigt, medan fosforläcket inte minskat lika mycket eftersom det är svårare att komma åt. På sjöbotten finns därför stora mängder fosfor som ett resultat av många år av stor tillförsel. Den bottenbunda fosfor försvinner dessvärre inte naturligt med tiden likt andra ämnen, utan tenderar att regelbundet återgå till kretsloppet i form av så kallad internbelastning. Åtgärder för fosfor på botten är bland annat muddring, som är schaktning under vatten i en sjö, syresättning och tillförsel av ämnen som binder fast fosfor (Thunholm et al., u.å.).

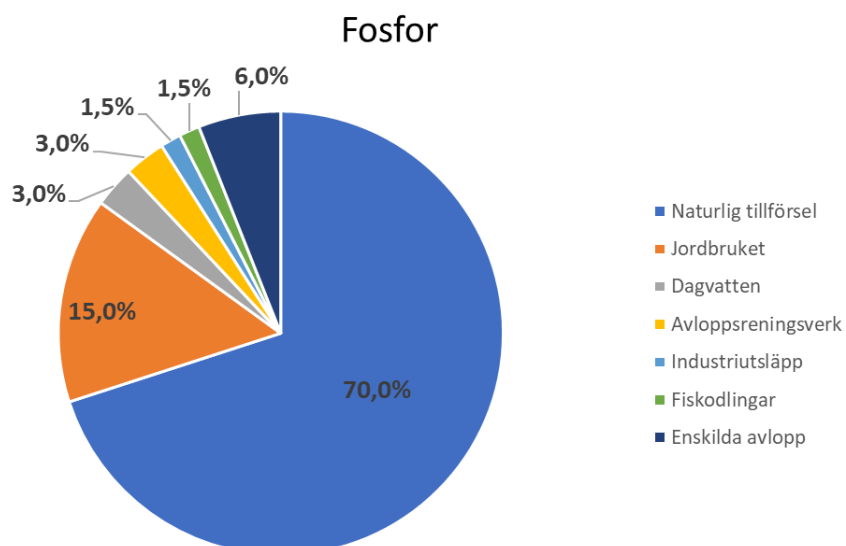
Användningen av handelsgödsel inom jordbruket har bidragit till en övergödningssykel som endast kan brytas om ingen ytterligare näring tillförs och den näring som redan finns i cirkulation

återvinns (Rundaya & Skantz, 2022). Näringstillförseln härrör från flera olika håll men för att jordbruket ska kunna minska sitt bidrag till övergödningen är det därför viktigt att näringsämnen hamnar i ett slutet kretslopp och mängden tillförd näring minskas kraftigt. Genom att återvinna läckt näring från jordbruket som ackumulerats i vattenkällor och genom att använda bland annat släke som gödsel kan näringsämnen som algerna tagit upp återföras till marken och därmed återvinnas, vilket leder till ett resursflöde där det inte tillförs nya näringsämnen till kretsloppet (Franzén et al., 2019).

2.4 Ammonium, kväve och fosfor

Ammonium, kväve och fosfor kommer från många olika håll, till största del från utsläpp från bilar och industrier och från läckage från jordbruket. Totalkväve (N-tot) ger ett mått på den totala mängden kväve och innefattar ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-), och organiskt bundet kväve. Det som påverkar vattnet mest är nitrat, eftersom det är kväve i en form som är lättillgängligt för växter och alger. Nitrat härrör från ombildat kväveoxid som främst kommer från utsläpp vid förbränningsprocesser (Naturvårdsverket, u.åc). Ungefär hälften av den totala mängden kväve i sjöar och hav tillförs naturligt till omgivningen genom läckage från intilliggande marker, vilket benämns som diffusa källor. Exempel på diffusa källor är skogsmark, jordbruksmark, enskilda avlopp, dagvatten och atmosfäriskt nedfall. Utsläppskällor som industrier och avloppsreningsverk benämns som punktkällor och är även, tillsammans med jordbruket, exempel på antropogena läckage vilket syftar på effekter som kan härledas till mänsklig aktivitet. De största aktörerna sett till utsläpp av totalkväve i vatten i Sverige är avloppsreningsverk (Thunholm et al., u.å; Havs- och vattenmyndigheten, 2022; Naturvårdsverket, u.åd).

Fosfor kommer ut i miljön bland annat via antropogena läckage som vid användning av konstgödsel, tvätt- och rengöringsmedel, industrier och reningsverk, samt från diffusa källor som enskilda avlopp. De största aktörerna i Sverige sett till utsläpp totalfosfor (P-tot), vilket innefattar fosfor som är direkt tillgänglig för växter och fosfor som är bunden i organismer och mineraler, är massa- och pappersindustrin och avloppsreningsverk. En orsak till den ökade fosforhalten i sjöar och hav är den "inre belastningen" vilket innebär att fosfor som ackumulerats i havs- och sjöbottens sediment förs tillbaka till vattnet när syrefattighet råder. I sötvattenmiljöer är det nästan alltid fosfor som styr hur ekosystemet ser ut och orsakar övergödning (Naturvårdsverket, u.åb).



Figur 2. Diagrammet visar källor för tillförseln av fosfor till svenska sjöar och vattendrag. 70% av all tillförsel kommer från naturliga källor, resterande 30% är antropogena (Thunholm et al., u.å).

Ammonium (NH_4^+) framställs oftast genom en reaktion mellan ammoniak (NH_3) och en syra, och ett av dess främsta användningsområden är tillverkningen av gödningsmedel. Reaktionen sker både naturligt, vilket omfattar diffusa utsläpp, och avsiktligt, vilket omfattar antropogena utsläpp. För den naturliga reaktionen gäller att ammoniak avgår till luft, där det omvandlas till ammonium och sedan, via till exempel regn, hamnar i mark, vatten och vegetation. Den största aktören i Sverige sett till utsläpp av ammonium är utan konkurrens avloppsreningsverk. Ammonium i naturen leder till försurning och övergödning av mark och vatten som skadar växt- och djurlivet. När övergödning sker hotar det den biologiska mångfalden genom att de arter som trivs i en mer näringsrik miljö riskerar att konkurrera ut de arter som är anpassade till en mer näringsfattig miljö (Naturvårdsverket, u.åa).

2.5 Sjöar

Nedanstående del omfattar en teoretisk beskrivning av de sjöar som har undersökts i rapporten, se bilaga 5 för bilder på sjöarna tagna vid provtagningstillfället.

2.5.1 Hullsjön

Hullsjön är en slättsjö, en sjö som är belägen i ett slättlandsområde på lersediment, med ett rikt fågelliv belägen strax öster om Trollhättan på Tunhemsslätten nära Hunneberg. Sjön har en area på cirka $2,7 \text{ km}^2$, ett djup på strax över 1 m och är ett naturreservat som ingår i EU:s Natura 2000 områden. Markerna omkring sjön består av intensiv jordbruksmark och sjön har tidigare varit

utsatt för sänkingsförsök av vattenytan i syfte att öka mängden brukbar odlingsmark kring sjön (Länsstyrelsen Västra Götaland, u.å).

Hullsjön klassificeras som mycket näringsrik, där sjön har haft stora problem med övergödning sedan 1960-talet. I början av 2000-talet var fosforhalterna så höga att mängden kväve i stort sett styrde algproduktionen i sjön. Mellan 1999-2003 genomfördes ett projekt av Trollhättans stad och Vänersborgs kommun med syfte att motverka övergödningen i sjön och minska halterna näringsämnen. Detta gjordes genom att anlägga dammar och skyddszoner. Sedan dess har ytterligare åtgärder, som till exempel ett samordnat bete på markerna kring sjöns kant, genomförts (Trollhättan stad, & Vänersborgs kommun, 2003, Bilaga 1 a).



Figur 3. Hullsjön, gult motsvarar jordbruksmark (Lantmäteriet, u.å).

Figur 4. Östra Hästefjorden, gult motsvarar jordbruksmark (Lantmäteriet, u.å).

2.5.2 Östra Hästefjorden

Östra Hästefjorden har en yta på ca 2,2 km² och är belägen i Frändefors, ungefär en mil nordväst om Vänersborg. Innan 1868 var Östra Hästefjorden en del av en större sjö, kallad Hästefjorden. 1968 sänktes sjön med ca 4 meter och två mindre sjöar uppstod, Västra och Östra Hästefjorden, vilket ledde till hydrologiska och ekologiska följder genom att bland annat fisk och fågellivet i sjön påverkades (Vår bygd 1891, u.å). Östra Hästefjorden klassificeras som mycket näringsrik (Vatteninformationssystem Sverige [VISS], u.å). Marken runt sjön består till stor del av jordbruksmark, se figur 4.

2.5.3 Dättern

Dättern är en avsnörd vik med ett rikt fågelliv i södra Vänern och ligger öster om Vänersborg. Viken har en yta på ca 3 km² och ett maxdjup på cirka 2 meter. Vattnet i sjön klassificeras som näringsrikt och dess omgivning består till största del av jordbruksmark. Dättern är även viktig för Väterns ekologi då viken har en avgörande roll av reproduktionen av gös i sjön på grund av dess vegetationsfria sandbottnar och relativt höga vattentemperaturer (Olsson, 2004).



Figur 5. Dättern, gult motsvarar jordbruksmark (Lantmäteriet, u.å).



Figur 6. Del av Vätern med provtagningsplatserna Ursand och Sanden. Gult motsvarar jordbruksmark (Lantmäteriet, u.å).

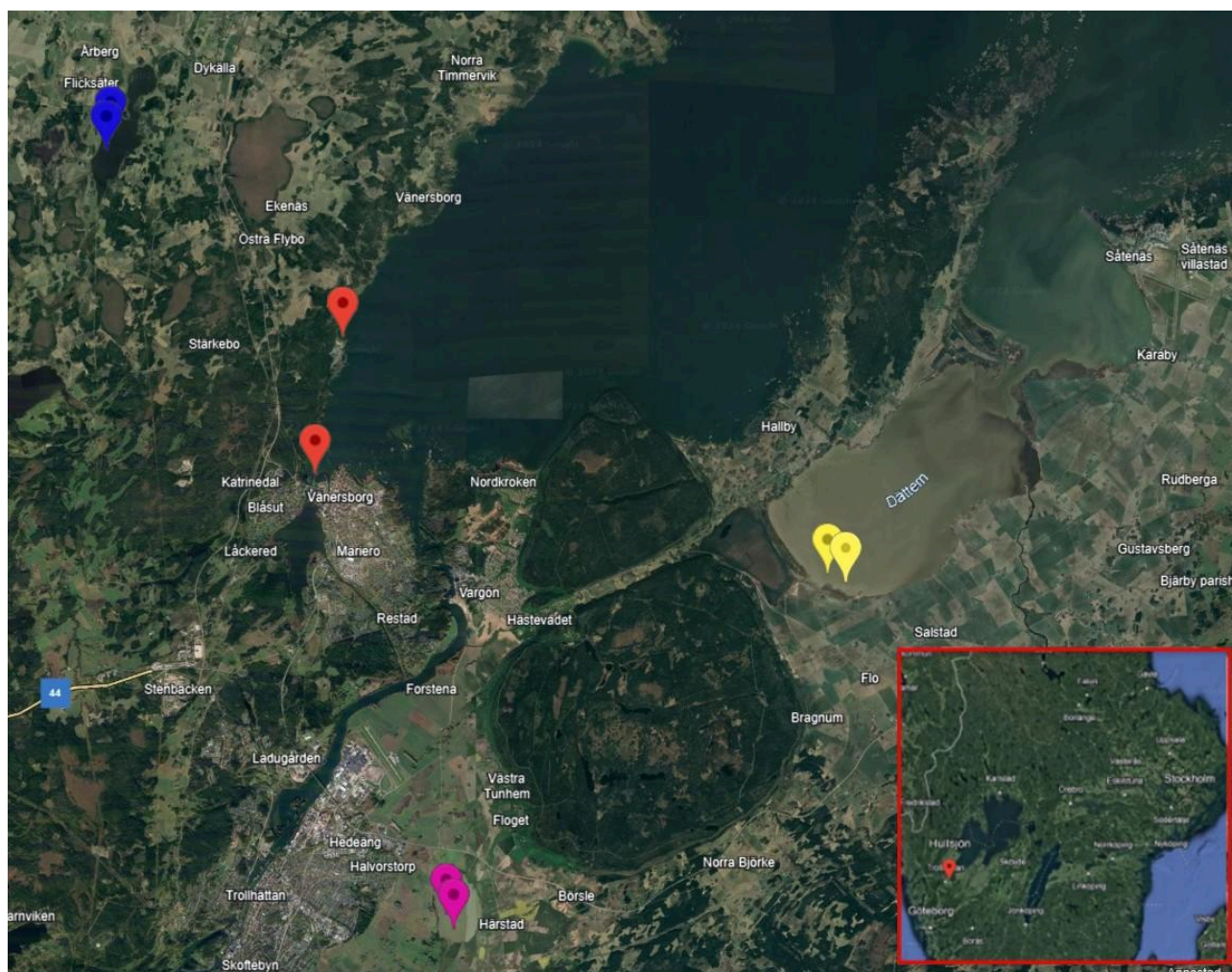
2.5.4 Vätern

Vätern är en sjö belägen i mellersta Sverige med ett medeldjup på 27 meter, största djup på 106 meter, och en yta på 5650 km², vilket gör den till landets största sjö. Den avrinner genom Göta älv och är reglerad vid utloppet. Det största tillflödet är Klarälven från norr och Tidån och Lidån från söder. Många industrier och avloppsreningsverk har haft avloppsutlopp i sjön vilket har lett till stora utsläpp av kväve och fosfor, men dessa har minskat kraftigt sedan 1970-talet. Trots en fortsatt stor tillförsel av växtnäringsämnen klassificeras Vätern som oligotrof, vilket betyder att sjön är näringsfattig (Nationalencyklopedin, u.å).

3 Metod och material

3.1 Teoretisk metod

Som grund för arbetet har ett omfattande material av digitala källor granskats för att inhämta bakgrundsinformation som har gjort att frågeställningarna kunnat besvaras. Källorna har huvudsakligen inhämtats från Google sökmotor, Google Scholar, DiVA Portal och innefattar webbsidor, vetenskapliga uppsatser som rapporter och examensarbeten, uppslagsverk och databaser. Google maps satellitfunktion användes för att lokalisera sjöar som kunde vara passande för studien där ett urval skedde efter uppskattad mängd jordbruksmark runt sjön. Tre sjöar med intilliggande jordbruksmark, samt två provtagningsplatser utan närliggande jordbruksmark utsågs för att resultatet inte skulle kunna uppträda slumpmässigt.



Figur 7. (Modifierad) karta med grovt utmarkerade vattenprovtagningsplatser för sjöarna som undersöktes i studien, se bilaga 4 för approximativa koordinater (Google Earth, u.å). Röd = Vänern, Gul = Dättern, Blå = Östra Håstefjorden och Rosa = Hullsjön.

3.2 Experimentell metod

För att besvara den första frågeställningen genomfördes en experimentell studie i tre delar, den andra besvarades genom en kortare litteraturstudie. Den första delen av den experimentella studien är en metodutveckling där en vattenhämtare har tillverkats för att minimera felkällor genom att bland annat kunna provta sjöarna på ett konstant djup. Den andra delen är en fältundersökning där vatten har inhämtats från sjöarna Hullsjön, Östra Hästefjorden, Väneren och Dättern (del av Väneren), se figur 7, utifrån särskild vattenprovtagningsteknik (Fölster, 2016). Den tredje delen omfattar en kvantitativ analys av koncentrationerna totalfosfor, totalkväve och ammoniumkväve i de inhämtade vattenproverna. Kvantifieringen av koncentrationerna utfördes vid Arvidstorps laboratorium, Trollhättan Energi AB med hjälp av Erik Sjöberg, doktor i kemisk teknologi och laboratoriechef vid det aktuella labbet. Vattenprovtagningen och den efterföljande analyseringen utfördes samma dag för att minimera felkällor.

3.2.1 Tillverkning av vattenhämtare

Ett plastlock från en GB glassburk tejpades fast med silvertejp på ett utfällbart moppskaft med ca 120° vinkel. Därefter fästes en 1000 ml flaska på locket med silvertejp. I änden på skaftet, precis nedanför flaskan, knöts en fiskelina med ett fiskeflöte fast och det tejpades med silvertejp omkring knuten. Med hjälp av en enmeters plastlinjal gjordes en markering vid 0,5 meter på linan med en blå permanentpenna. Sedan justerades fiskeflötet på linan så att det hamnade precis ovanför 0,5 meter markeringen där det bands fast genom att linan snurrades några varv lodrätt runt flötet för att sedan fästas med några dubbelknutar och en bit silvertejp. Detta gjordes för att kunna inhämta vatten från ett konstant djup. Linan rullades sedan upp på en plastbit för att undvika trassel (se figur 8).



Figur 8. Vattenhämtaren.

3.2.2 Vattenprovtagning och mätning av temperatur

Vatten hämtades från sjöarna Östra Hästefjorden, Vänern, Dättern och Hullsjön (se figur 7). I Östra Hästefjorden, Dättern och Hullsjön användes vadarbyxor i syfte att möjliggöra vattenhämtning på det förbestämda djupet, 0,5 m då botten var långgrund (se figur 9 och bilaga 6.3). I Vänern kunde proverna inhämtas direkt från sjökanten (se figur 10). Vid alla provtagningar stoppades vattenhämtaren ner med mynningen rakt ner mot vattenytan, i syfte att inte få med ytfilmen eller vatten på annat djup än 0,5 m (se bilaga 6.1). På en halvmeters djup roterades vattenhämtaren långsamt 180° och vatten samlades in. Vattnet fördes sedan över från vattenhämtaren till en 250 ml flaska, förmärkt med sjönamnet och provtagningsplatsen (till exempel Hullsjön 1). Därefter provtogs temperaturen på vattnet direkt i 250 ml flaskan med en termometer (se bilaga 6.2). Detta var möjligt då det var så pass kallt ute att vattentemperaturen inte skulle hinna påverkas på den korta stunden som mätningen tog. Lufttemperaturen mättes även vid provtagningstillfället. Proceduren upprepades på två olika platser per sjö (se figur 7 för provtagningsplatser). Under transporten mellan sjöarna och till labbet förvarades vattenproverna mörkt och svalt i en eldriven kylbox (Fölster, 2016).



Figur 9. Vattenprovtagning med vadarbyxor.

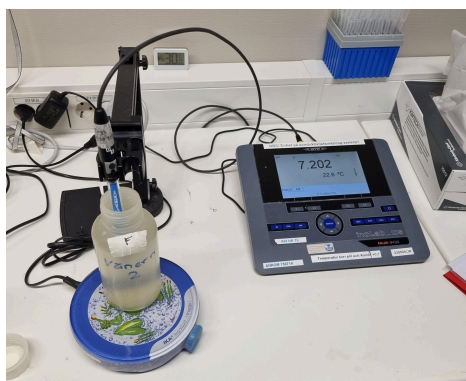


Figur 10. Vattenprovtagning från brygga.

3.2.3 Vattenanalys - kvantitativ bestämning av [Tot-N], [Tot-P], [NH₄-N] och pH

Efter ankomst till labbet placerades alla provtagningsflaskor i vattenbad med temperaturen 20 °C då analysen var tvungen att ske vid den temperaturen. Under tiden plockades analyskitten för totalfosfor (Hach Lange AB, u.åb), totalkväve (Hach Lange AB, u.åc) och ammoniumkväve (Hach Lange AB, u.åa) fram, se bilaga 7.2. När vattnet i flaskorna värmts till 20 °C märktes de om med bokstäverna A-H för att det skulle bli lättare att märka de mindre "reaktionskvyvetterna", se figur 13. Därefter förbereddes provlösningarna från respektive sjö för analys, se bilaga 6.4-6.8. För kväve användes metoden LCK 138 (se bilaga 1), för fosfor LCK 349 (se bilaga 2) och för ammonium LCK 303 (se bilaga 3). Koncentrationerna av totalkväve (Tot-N), totalfosfor (Tot-P) och ammoniumkväve (NH₄-N) kvantifierades sedan spektrofotometriskt med en DR 3900 (320-1100 nm) spektrofotometer från Hach Lange AB och bestämdes automatiskt enligt förprogrammerade program med färdiga standardkurvor, se figur 12. För varje metod analyserades även ett kontrollprov med känd koncentration av det aktuella ämnet för att kontrollera att metoden genomförts korrekt.

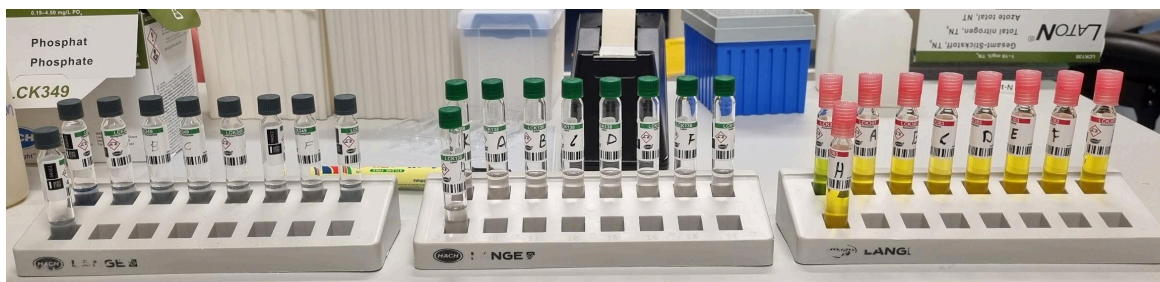
Vid bestämning av pH-värde för respektive provlösning placerades provtagningsflaskorna i vattenbad med temperaturen 25 °C. När rätt temperatur uppmätts bestämdes pH-värdet för varje vattenprov direkt i provtagningsflaskorna med en pH-meter enligt den svenska standardmetoden SS-EN ISO 10523:2012 (Svenska institutet för standarder, 2012), se figur 11.



Figur 11. Analys av pH-värde.



Figur 12. Kvantifiering av [Tot-P] i kontrollprov med $c=0,500$ mg/l.



Figur 13. Vattenproverna, samt ett kontrollprov för respektive metod, efter alla analyser.

3.3 Riskbedömning

Metoden innebar fältarbete i form av vattenprovtagning vid och i sjöar, därför var det alltid två stycken med vid provtagningstillfället ifall något skulle inträffa. Till exempel finns det alltid risk för drunkning vid arbete omkring och i vatten, för att minimera risken användes flytväst. Det var kallt i både vattnet och på land vid provtagningstillfället, därför medtogs extra kläder i händelse av att någon av provtagarna hade hamnat i kontakt med vattnet. "Städhandskar" av plast eller liknande, i kombination med ett par tunnare vantar som bars under, användes vid provtagningen för att undvika kontakt med det kalla vattnet och minska risken för nedkylning hos provtagaren.

Vadarbyxor användes vid tre av provtagningarna. För att minska risken för drunkning användes då flytväst. Transporten mellan provtagningsplatserna skedde med bil, för att minimera risken för olycka tillämpades en defensiv körning. En färd- och tidsplan kommunicerades med handledaren innan provtagningstillfället. Under analysen av vattenproverna användes labbrock, handskar och skyddsglasögon. Allt arbete med kemikalier genomfördes i dragskåp för att undvika exponering. För övrigt användes Arvidstorps laboratorium, Trollhättan Energi AB:s, säkerhetsföreskrifter vid det laborativa arbetet.

4 Resultat

Tabell 1 visar koncentrationerna ammoniumkväve (NH₄-N), totalkväve (Tot-N), totalfosfor (Tot-P) och pH som uppmätts från de insamlade vattenproverna. Under provtagningen uppmättes även lufttemperaturen mellan -1,5 °C och 2,8 °C. Vattentemperaturen uppmättes mellan 1 °C och 4 °C. Tabell 2 visar medelvärdet av koncentrationerna näringsämnen från tabell 1, värdena är avrundade till 3 decimaler.

Mätosäkerhet:

- Tot-N (LCK 138; 1-16 mg/l) ± 15%
- Tot-P (LCK 349; 0,05-1,5 mg/l) ± 10%
- NH₄-N (LCK 303; 2-47 mg/l) ± 15%

Tabell 1 - Resultat vattenanalyser

Plats	Datum	pH (vid 25±2 °C)	NH ₄ -N (mg/l)	Tot-N (mg/l)	Tot-P (mg/l)
Hullsjön 1	2023-11-17	7,35	*0,147	2,60	0,252
Hullsjön 2	2023-11-17	7,53	*0,196	2,95	0,252
Östra Hästefjorden 1	2023-11-17	6,77	*0	1,76	0,132
Östra Hästefjorden 2	2023-11-17	7,02	*0	1,53	0,080
Vänern 1 (Ursand)	2023-11-17	7,17	*0	0,841	*0,005
Vänern 2 (Sanden)	2023-11-17	7,20	*0	0,828	*0,003
Dättern 1	2023-11-17	7,53	*0,026	2,60	0,196
Dättern 2	2023-11-17	7,50	*0,015	2,29	0,213

*Utanför mätområdet. Se mätosäkerheten ovan för mätbara intervaller.

Tabell 2 - Medelvärde resultat, rangordnat från högst till lägst koncentration.

Plats	Datum	NH ₄ -N (mg/l)	Tot-N (mg/l)	Tot-P (mg/l)
Hullsjön	2023-11-17	*0,1715	2,775	0,252
Dättern	2023-11-17	*0,0205	2,445	0,205
Östra Hästefjorden	2023-11-17	*0	1,645	0,106
Vänern	2023-11-17	*0	0,835	*0,004

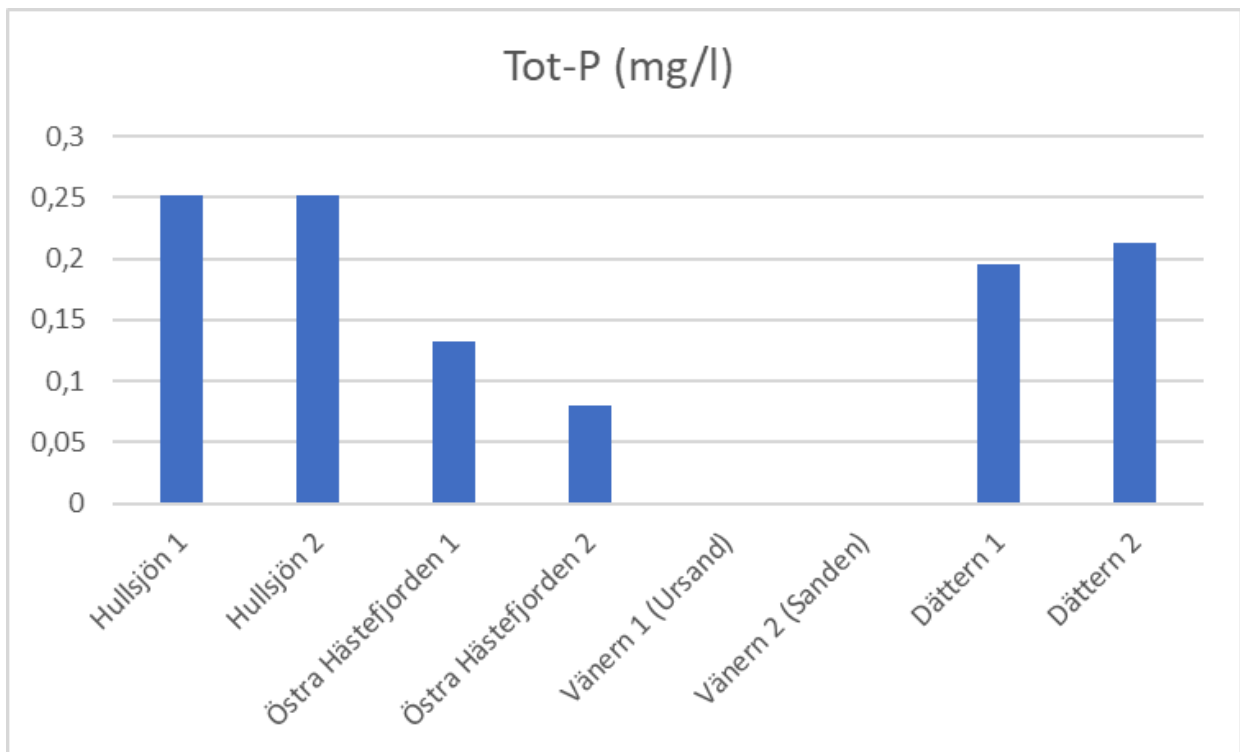


Diagram 1 - Resultatet från analys av totalfosfor.

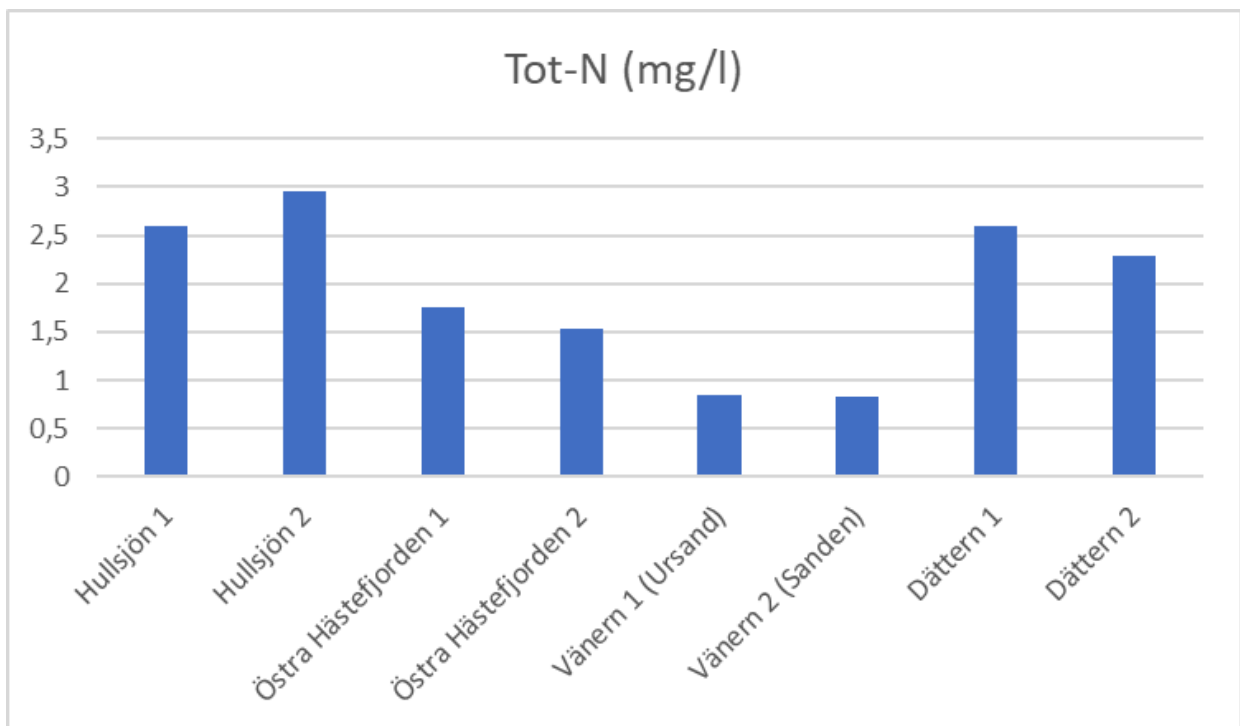


Diagram 2 - Resultatet från analys av totalkväve.

5 Diskussion och slutsats

5.1 Diskussion

Syftet med detta arbete har varit att undersöka hur närheten till jordbruksmark påverkar de vattenkemiska parametrarna ammoniumkväve, totalkväve och totalfosfor i sjöar, samt diskutera hur jordbrukets påverkan på sjöar kan motverkas. Rapporten har avgränsats till att omfatta ytvattnet på 0,5 meters djup i sjöarna Hullsjön, Östra Hästefjorden, Dättern och Vänern. Resultatet från den kvantitativa undersökningen som återfinns i tabell 1 och 2, samt diagram 1 och 2, visar tydliga förhöjningar av halterna totalkväve och totalfosfor i de sjöar med omgivande jordbruksmark. Detta jämfört med provtagningsplatserna i Vänern som inte har någon närhet till jordbruk. Resultatet från kvantifieringen av koncentrationen ammoniumkväve är däremot inte lika tydlig. Därmed kan även hypotesen till viss del anses stämma.

5.1.1 Resultatdiskussion

Resultatet i tabell 1 och 2, samt diagram 1 och 2, visar som tidigare nämnt på förhöjda halter totalkväve och totalfosfor i de sjöar med omgivande jordbruksmark, till skillnad från de som inte har någon närliggande jordbruksmark. Detta beror med största sannolikhet på antropogena och diffusa läckage som kommer från jordbruksmarken kring sjöarna (Thunholm et al., u.å; Naturvårdsverket, u.å; Havs- och vattenmyndigheten, 2022). Dessa läckage består bland annat av makronäringsämnen som återfinns i de gödningsmedel som jordbruket använder sig av (Rundaya & Skantz, 2022), vilket bidrar till att halterna av dessa ämnen i sjön höjs. Enligt figur 2 kommer exempelvis 15% av all fosfortillförsel till svenska sjöar och vattendrag från jordbruket vilket kommer ge betydande öknings i de sjöar som har närliggande jordbruksmark jämfört mot dem som inte har det. Problemet med den ökade tillförseln är att risken för övergödning ökar markant, vilket kan leda till negativa konsekvenser för hela sjöns ekosystem som algblomning och bottendöd (Thunholm et al., u.å; Rundaya & Skantz, 2022), se Teori 2.1 för mer ingående beskrivning av övergödning.

Det finns däremot skillnader mellan resultaten som uppmätts mellan respektive sjö, vilket kan bero på flera olika faktorer, se tabell 1 för resultatet från analysen och tabell 2 för medelvärden från analysen, samt diagram 1 och 2. Utifrån uppmätt kväve- och fosforhalt kan sjöarna rangordnas från högsta till lägsta koncentrationvärde enligt följande; Hullsjön, Dättern, Östra Hästefjorden och

Vänern (se figur 7 för provtagningsplatser). En orsak till denna ordning kan vara mängden jordbruksmark som omger respektive sjö. Det är troligt att anledningen till att Hullsjön har högst värde är för att sjön enbart omges av jordbruksmark, se figur 3. Detta leder till att det kan se en avrinning av övergödande ämnen från alla sidor av sjön, vilket leder till en ökad belastning jämfört med om avrinningen enbart hade kunnat ske från exempelvis en sida. Med sitt ringa djup på max 1 meter och area på 2,7 km² gör det att sjöns vattenvolym är relativt liten (Länsstyrelsen Västra Götaland, u.å), jämfört mot större sjöar som exempelvis Dättern och Vänern. Detta bör göra att sjöns motståndskraft mot övergödning minskar i förhållande till de andra sjöarna eftersom det inte krävs en så stor tillförsel av näringsämnen för att sjön ska påverkas negativt, vilket kan stärkas av att sjön har varit utsatt för övergödning sedan 1960-talet (Trollhättan stad, & Vänersborgs kommun, 2003, Bilaga 1 a). I och med att Hullsjön har varit övergödd under såpass lång tid har det med stor sannolikhet lett till att fosfor har lagrats i bottensedimenten. Det skulle i sin tur kunna ha gjort att sjön har drabbats av en internbelastning vilket har lett till ytterligare förhöjda halter av fosfor (Rundaya & Skantz, 2022).

Även Dättern har hög fosfor och kvävehalt, och omges nästan enbart av jordbruksmark som Hullsjön, se figur 5. En anledning till att medelvärdet i Dättern är något lägre än Hullsjön kan vara att Dättern är något större. Sjön har en area på ca 3 km² och ett maxdjup på 2 meter, vilket gör att sjön bör få en större vattenvolym än Hullsjön (Olsson, 2004). Därmed bör det även krävas en större tillförsel av näringsämnen för att det ska överstiga ekosystemets nettobehov och inte tas upp av organismer i sjön. Ytterligare en anledning till det något lägre värdet kan vara att Dättern egentligen inte är en egen sjö då den har en förbindelse med övriga Vänern (Olsson, 2004). Detta bör göra att det näringsrika vattnet i Dättern kan spädas ut med det mer oligotrofa vattnet i Vänern och därmed göra att näringshalterna sänks något (Nationalencyklopedin, u.å).

Östra Hästefjorden, som var den sjö som hade den tredje högst uppmätta kväve- och fosforhalten, omges även den till stor del av jordbruksmark, se figur 4. Sjön är något mindre med en area på 2,2 km² (Vår bygd 1891, u.å), sjöns djup framkommer däremot inte av vår källa. Det observerades dock under vattenprovtagningen att sjön var relativt långgrund men det går inte att avgöra sjöns maxdjup och därmed är det svårt att resonera om sjöns vattenvolym i förhållande till de andra sjöarna. Däremot omges sjön uppskattningsvis, utifrån figur 4, av mindre jordbruksmark än Hullsjön och Dättern, vilke bör göra att Östra Hästefjorden utsätts för en mindre belastning av

makronäringsämnen orsakat av jordbruket. Detta skulle kunna vara en trolig orsak till att halterna kväve och fosfor är något lägre.

Att Vänern hade lägst fosfor- och kvävehalt var som sagt enligt vår hypotes väntat. Dels för att våra provtagningsplatser inte har någon närhet till jordbruksmark (se figur 6), men också för att Vänerns vatten klassificeras som oligotroft. Vänern är också betydligt större än de andra sjöarna vi har undersökt vilket gör att det krävs en betydligt större tillförsel av makronäringsämnen än i de mindre sjöarna för att koncentrationerna i Vänern ska påverkas (Nationalencyklopedin, u.å).

Resultatet för mätningarna av koncentrationerna ammoniumkväve i alla sjöar, se tabell 1 och 2, var inte alls lika tydligt som för kväve och fosfor. Koncentrationerna så pass låga att de i vissa fall inte kunde mätas med den metod vi använde oss av, och de som lyckades uppmätas är även ytterst osäkra. Detta är ingen nackdel då ammonium bidrar till övergödning och försurning av svenska vatten (Naturvårdsverket, u.åa). En orsak till att vi inte kunde uppmäta så höga koncentrationer av ammoniumkväve kan vara på grund av att de flesta gödningsmedel huvudsakligen består av kväve, fosfor eller kalium. I dess tillverkningsprocess används ofta ammoniak som sedan blir till ammonium i själva processen, men eftersom ammonium inte är ett makronäringsämne som växter vill åt i lika stor mängd gör det att gödningsmedel innehåller betydligt mindre ammonium i förhållande till de andra makronäringsämnena (Naturvårdsverket, u.åa; Rundaya & Skantz, 2022).

En annan orsak till varför koncentrationerna för de ämnen som analyserats skiljer sig åt i de olika sjöarna, kan vara att olika gödningsmedel har använts av jordbruken som finns omkring sjön. Dels kan olika NPK-gödningsmedel innehåller olika stora mängder av kväve och fosfor vilket gör att det sker olika stor tillförsel av dessa näringsämnen i sjöarna (Rundaya & Skantz, 2022). Exempelvis skulle jordbruken vid en sjö kunna använda ett gödningsmedel som innehåller 25% kväve och 0% fosfor, medan jordbruk vid en annan sjö kanske använder sig av gödningsmedel som innehåller 5% kväve och 15% fosfor, eller något helt annat. Vilka gödningsmedel som används beror antagligen på vad som odlas på åkern, detta är dock inte något som har varit möjligt att undersöka innanför studiens ramar. Resultatet skulle även möjligtvis kunna skilja beroende på om organiskt eller oorganiskt gödningsmedel använts.

5.1.2 Åtgärdsdiskussion

För att besvara den andra frågeställningen samlades litteratur under teori 2.3 "Åtgärder mot övergödning". Att tyda av resultatet i tabell 1 är tydligt att de sjöar med omkringliggande jordbruk har högre halter av kväve, fosfor (och till viss del ammonium) än de sjöar som inte har nära till jordbruk i lika hög grad. Att åtgärda detta är svårt, eftersom resultatet tyder på att en stor mängd av de uppmätta näringsämnena inte kommer från de vanliga punktkällorna, utan istället från jordbruket. Det kväve och fosfor som härrör från läckage från jordbruket är svåråtkomligt. För att få bukt med problemen behöver man komma åt kärnan till läckagen. Eftersom det är svårt att ta hand om fosfor och kväve som redan finns i kretsloppet så behöver man minska läckagen, samtidigt som man måste arbeta för att minska mängden av den fosfor som redan cirkulerar. Man skulle alltså kunna säga att grunden till problemen är att vi tillför oorganiskt gödningsmedel, vilket leder till att nytt fosfor och kväve tillkommer till kretsloppet. Om man istället skulle använda sig av organiskt gödningsmedel så skulle inget nytt kväve och fosfor tillkomma till kretsloppet, utan det redan befintliga skulle istället cirkulera i ett slutet kretslopp (Rundaya & Skantz, 2022).

För att få bönder och jordbruksägare att använda mer organiskt gödningsmedel kan vi införa tydligare och striktare lagar som reglerar och begränsar användandet av oorganiskt gödningsmedel. Dessutom kan vi skapa ett slutet kretslopp där inga nya näringsämnen tillkommer och halterna av de redan existerande ämnena minskar. Genom att återvinna läckt näring från jordbruket och använda släke som gödsel kan näringsämnena som algerna tagit upp återföras till marken och därmed återvinnas, vilket leder till ett resursflöde där det inte tillförs nya näringsämnena som driver på kretsloppet (Franzén et al., 2019).

5.1.3 Metoddiskussion och felkällor

Analyserna som genomförts kan betraktas som validitativa då metoderna som användes var standardiserade, välbeprövade och hade en liten felmarginal (se Resultat). Dessutom kvantifierades koncentrationen i kontrollösningar med känd koncentration för respektive ämne för att kontrollera att metoden genomförts korrekt. För att säkerställa att resultaten var rimliga så togs prover på flera platser i vardera sjö för att få ett jämförelsetal och ett ungefärligt medelvärde för halterna. Även pH mättes för att säkerställa att vattnets värde låg inom området för det som krävdes av metoden. Dessutom genomfördes alla mätningar under samma dag, på samma djup och förvarades nedkyllt, detta för att få bästa möjliga förutsättningar för rimliga och pålitliga

resultat. Att tyda av resultaten fungerade det bra. I Hullsjön, Vänern och Dättern uppmättes ungefär samma halt totalfosfor vid de båda provtagningsplatserna, vilket indikerar att metoden vid vattenhämtningen var valid. I Östra Hästefjorden skilde sig dock halten totalfosfor mellan de två provtagningsplatserna något, vilket kan bero på flera orsaker, exempelvis kontaminering av vattnet, att organiskt material har hamnat i vattnet eller externa faktorer som in- och utlopp. Om man däremot ser till halten totalkväve i Östra Hästefjorden är det ungefär samma vid de två provtagningsplatserna, vilket tyder på att det inte var något metodiskt fel vid provtagningen.

För att utveckla metoden kan man till exempel mäta på fler djup. När man mäter på olika platser men på samma djup får man bara ett medelvärde över halterna på det uppmätta djupet. Vid mätning på olika djup får man istället en bättre bild över halterna i hela sjön, vilket i sig är mer relevant för att veta hur mycket det finns av vissa ämnen i hela sjön. För att dessutom få en bättre översikt och ett mer exakt och pålitligt medelvärde av halterna kan mätningar utföras på fler än två platser. Ju fler provtagningsplatser man har, desto trovärdigare är resultatet, vilket betyder att det optimala är att ta prover på så många platser som möjligt utspritt över hela sjön. Vid vattenhämtningen vi gjorde togs bara prover intill kanten av sjön, detta eftersom vi endast hade tillgång till vadarbyxor och inte till en båt eller annat som gjorde det möjligt för oss att ta oss ut på sjön. Med detta i åtanke hade vi fått ett mer trovärdigt och representativt resultat om vi hade tagit prover även mitt i sjön, men eftersom det inte var möjligt var vi tvungna att anpassa oss efter de begränsningar som fanns.

5.2 Slutsats

Slutsatsen som kan dras utifrån resultatet i experimentella delen är att närheten till jordbruksmark påverkar parametrarna totalkväve och totalfosfor kraftigt genom att halterna förhöjs, vilket kan leda till övergödning, som i sin tur kan leda till negativa effekter för hela sjöns ekosystem. Detta beror med största sannolikhet på att jordbrukets användning av gödningsmedel leder till läckage av makronäringsämnen som hamnar i sjöarna. Resultatet visar även en tendens på förhöjda halter av ammoniumkväve vid närhet till jordbruksmark. Det går dock inte att dra några säkra slutsatser om hur halten ammoniumkväve påverkas då dessa resultat inte kan anses vara särskilt tillförlitliga eftersom de ligger utanför metodens mätområde. Den första frågeställningen kan därmed till största del anses besvarad.

Slutsatsen som kan dras från den litteratur som har insamlats under teori 2.3 "Åtgärder mot övergödning" är att den mängd näringsämnen som just nu förs in i kretsloppet, bland annat via jordbrukets användning av oorganiska gödningsmedel, måste minskas för att motverka övergödningen som finns i många sjöar och vattendrag. Detta kan ske genom en ökad användning av organiska gödningsmedel som exempelvis kan tillverkas genom återanvändning av läckt näring från jordbruket, eller genom andra organiska komponenter som släke. Utifrån den här studien går det dock inte att dra några säkra slutsatser om effektiviteten och kostnaden av dessa metoder, utan vidare forskning krävs för att det ska kunna besvaras.

Käll- och litteraturhänvisning

Ehinger, M. (2023). *Scheme eutrophication* [Illustration]. Hämtad 29 december 2023 från <https://ehinger.nu/undervisning/index.php/kurser/biologi-1/lektioner/varld-att-bevara/5556-over-godning.html?tmpl=component>

Franzén, D., Infantes, E. & Gröndahl, F. (2019). *Beach-cast as biofertiliser in the Baltic Sea region-potential limitations due to cadmium-content*. Ocean & Coastal Management. Hämtad 14 februari 2024 från <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569118304435>

Fölster, J. (2016). *Vattenkemi i sjöar* (Version 1:2). Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158cebbd2b44f254/1481199087449/vattenkemisjoar.pdf>

Google Earth. (u.å). [Kartan visar vattenprovtagningsplatserna för respektive sjö som undersöktes i arbetet]. Hämtad 24 januari 2024 från <https://earth.google.com/web/@0,0,0a,22251752.77375655d,35y,0h,0t,0r/data=OgMKATA>

Hach Lange AB. (u.åa). *Ammoniumkyvetttest, 2,0-47,0 mg/L NH₄-N, 25 tester*. Hämtad 29 november 2023 från <https://se.hach.com/ammoniumkyvetttest-2-0-47-0-mg-l-nh-n-25-tester/product?id=26370270229>

Hach Lange AB. (u.åb). *Fosfatkyvetttest (orto/total), 0,05-1,5 mg/L PO₄-P, 25 tester*. Hämtad 29 november 2023 från <https://se.hach.com/fosfatkyvetttest-orto-total-0-05-1-5-mg-l-po-p-25-tester/product?id=26370292923>

Hach Lange AB. (u.åc). *Laton Totalkväve, kyvetttest, 1-16 mg/L TN_b, 25 tester*. Hämtad 29 november 2023 från <https://se.hach.com/laton-totalkvave-kyvetttest-1-16-mg-l-tn-sub-b-sub-25-tester/product?id=26370270209>

Havs- och vattenmyndigheten. (2022). *Ingen övergödning (Rapport 2022:16)*. Hämtad 13 december 2023 från <https://www.havochvatten.se/download/18.beb19a418366a19e1caccde/1664803562920/rapport-2022-16-ingen-overgodning-fu-23.pdf>

Hubendick, B. & Eklund, R. (u.å). Övergödning. I *Nationalencyklopedin*. Hämtad 13 december 2023 från <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/%C3%B6verg%C3%B6dning>

Lantmäteriet. (u.å). [Kartan visar de sjöar som har undersökts i arbetet]. Hämtad 6 februari 2024 från <https://minkarta.lantmateriet.se/>

Länsstyrelsen i Jönköping. (u.å). *Östra Hästefjorden*. Vatteninformationssystem Sverige, VISS. Hämtad 10 januari 2024 från <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA71317729>

Länsstyrelsen Västra Götaland. (u.å). *Hullsjön*. Hämtad 1 januari 2023 från <https://www.lansstyrelsen.se/vastra-gotaland/besoksmal/naturreservat/hullsjon.html>

Nationalencyklopedin. (u.å). *Vänern*. Hämtad 10 januari 2024 från <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/vanern>

Naturskyddsföreningen. (10 oktober 2023). *Vad är konstgödsel?*. Hämtad 30 december 2023 från <https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/vad-ar-konstgodsel/>

Naturvårdsverket. (u.åa). *Ammonium, som N (NH₄N)*. Hämtad 29 november 2023 från <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Andra-gaser/Ammonium-som-N-NH4-N/>

Naturvårdsverket. (u.åb). *Fosfor (P-tot)*. Hämtad 29 november 2023 från <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Organiska-amnen/Fosfor/>

Naturvårdsverket. (u.åc). *Kväve (N-tot)*. Hämtad 29 november 2023 från <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Organiska-amnen/Kvave/>

Naturvårdsverket. (u.å). *Utsläppskällor*. Hämtad 29 december 2023 från <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Utslapp-till-vatten/Dataunderlag/Utslappskallor/>

Olsson, L. (2004). *Bildande av Naturreservatet Dättern etapp 2, i Vänersborg och Grästorp kommuner*. Länsstyrelsen Västra Götaland.

https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/35385088/documents/SE432_mgt1510.pdf

Rudaya, L., & Skantz, M. (2022). *Biogödningsmedel från sjögräs och tång*. [Examensarbete, Kungliga Tekniska Högskolan]. DIVA.

<https://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:1689980/FULLTEXT01.pdf>

Svenska institutet för standarder. (1 mars 2012). *Vattenundersökningar - Bestämning av pH-värde i vatten (ISO 10523:2008)*. (SS-EN ISO 10523:2012). Hämtad 2023-11-23 från

<https://www.sis.se/produkter/miljo-och-halsoskydd-sakerhet/vattenkvalitet/undersokning-av-vatten-efter-kemiska-substanser/sseniso105232012/>

Sveriges miljömål. (u.å). *Ingen övergödning*. Hämtad 17 januari 2024 från

<https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/ingen-overgodning/>

Thunholm, B., Drakare, S., Fölster, J., Hylander, S., & Moksnes, P. (u.å). *Övergödning*. Sveriges vattenmiljö. Hämtad 29 december 2023 från

<https://www.sverigesvattenmiljo.se/sa-mar-vara-vatten/2023/sammanfattningar/84/0/4>

Trollhättan stad., & Vänersborgs kommun. (2003). *Projekt Hullsjön*. Hämtad 1 januari 2023 från

<https://docplayer.se/33534870-Bilaga-1-a-projekt-hullsjon-for-att-minska-overgodningen-och-starka-hullsjons-naturvarden-ett-lip-projekt-i-trollhattans-och-vanersborgs-kommuner.html>

Vår bygd 1891. (u.å). *Sänkningarna av Hästefjorden*.

<https://www.varbygd1891.se/wp-content/uploads/2017/03/S%C3%A4nkningarna-av-H%C3%A4stefjorden.pdf>

Bilagor

Bilaga 1 - LCK 349 Fosfor total / Fosfat Otro

LCK349 Fosfor total / Fosfat orto

DOC312.59.94021

0.05–1.50 mg/L PO₄-P, 0.15–4.50 mg/L PO₄ eller 0.15–3.50 mg/L P₂O₅

LCK349

Omfattning och ansökan: För avloppsvatten, dricksvatten, pannvatten, ytvatten och processanalyser.

! Test framställning

Test lagring

Lagringstemperatur: 15–25 °C (59–77 °F)

pH-värde/temperatur

pH-värdet i vattenprovet måste vara mellan 2 - 10.

Temperaturen hos vattenprovet och reagenser måste vara mellan 15 - 25 °C (59 - 77 °F).

Anvisningar

Obs! – Viktig information för utvärdering!

Utan hydrolys bestäms enbart (löst) ortofosfat. Resultatet för ortofosfat anges som: mg/L PO₄-P (t.ex. för processanalyser), mg/L PO₄ (t.ex. för dricksvatten och pannvatten), mg/L P₂O₅ (t.ex. för jord).

Med hydrolys bestäms (Total-P, P_{total}) totalfosfor. Resultatet för totalfosfor anges som: mg/L P_{tot} = Display mg/L PO₄-P (t.ex. för avloppsvatten), mg/L PO₄ (t.ex. för dricksvatten och pannvatten), mg/L P₂O₅ (t.ex. för jord).

Resultatets tillförlitlighet förbättras om kyvetten vänds efter hydrolysen.

Bestämning av ortofosfat: filtrera provet innan analys.

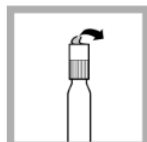
Avvikande temperatur kan ge felaktigt mätresultat.

Granska säkerhetsinformationen och utgångsdatumet på förpackningen.

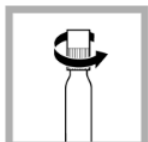
Se säkerhetsdatabladet (MSDS/SDS) för information om vilka kemikalier som används. Använd den rekommenderade personliga skyddsutrustningen.

Skaffa undan lösningarna enligt lokala och nationella regler. Se säkerhetsdatabladet för information om bortskaftande av oanvända reagenser. Kontakta personalen som ansvarar för miljö, hälsa och säkerhet i anläggningen och/eller lokala tillsynsmyndigheter för ytterligare information om avfallshandling.

Procedur fosfor total



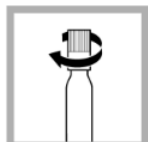
1. Drag försiktigt av skyddsfolien.



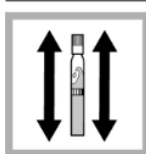
2. Skruva av DosiCap Zip.



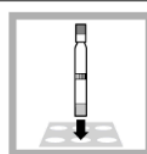
3. Pipettera i 2.0 mL prov försiktigt.



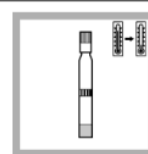
4. Skruva snabbt på DosiCap Zip, hårt åtskruvad; rättingen uppåt.



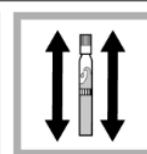
5. Skaka kraftigt.



6. Koka i termostaten. HT200S: 15 minuter i standardprogrammet. Termostat: c 60 minuter vid 100° C (212° F) eller för 30 minuter vid 120° C (248° F).



7. Låt svalna i rumstemperatur. OBS: Kontrollera att korken fortfarande sitter hårt åtskruvad.



8. Skaka kraftigt.



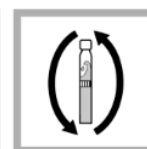
9. Skruva av DosiCap Zip.



10. Pipettera i den rumstempererade kyvetten: 0.2 mL reagens B. Tillsätt reagens B genast efter användningen.



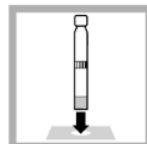
11. Skruva en grå DosiCap C på kyvetten.



12. Vänd flera gånger tills den frystorkade reagensen lösts fullständigt.



13. Skaka kyvetten åter efter 10 minuter, rengör den noggrant på utsidan och mät.



14. Sätt in kyvetten i kyvetthållaren. DR1900: Gå till LCK/TNT/plus metoder. Väj test, tryck MÅT.

Procedur ortofosfat



1. Pipettera i 2.0 mL prov försiktigt.



2. Pipettera 0.2 mL reagens B. Tillslut reagens B genast efter användningen.



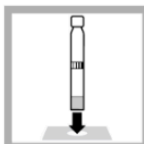
3. Skruva en grå DosiCap C på kyvetten.



4. Vänd flera gånger tills den frystorkade reagensen lösts fullständigt.



5. Skaka kyvetten åter efter 10 minuter, rengör den noggrant på utsidan och mät.



6. Sätt in kyvetten i kyvetthållaren. DR1900: Gå till LOKTNTplus metoder. Välj test, tryck MÅT.

Störningar

De i bord uppräknade jonerna har kontrollerats var för sig upp till de angivna koncentrationerna, och stör ej. Den sammanlagda effekten samt påverkan av andra joner har inte beräknats.

Om misstanke för högre halt finns rekommenderas en sannolikhetskontroll genom spädning.

Borttagning av störningar

Vid närvaro av fosforsyra måste hydrolysens tempereringstid (se Arbetsgång för bestämning av totalfosfor) ökas till 2 timmar vid 100°C i värmeblocket för att undvika lägre resultat.

Störningsnivå	Störande ämnen
5000 mg/L	SO ₄ ²⁻
2000 mg/L	Cl ⁻
1000 mg/L	K ⁺ , Na ⁺
500 mg/L	NO ₃ ⁻
250 mg/L	Ca ²⁺
100 mg/L	Mg ²⁺
50 mg/L	Co ²⁺ , Fe ²⁺ , Fe ³⁺ , Zn ²⁺ , Cu ²⁺ , Ni ²⁺ , I ⁻ , NO ₂ ⁻ , Cd ²⁺ , NH ₄ ⁺ , Mn ²⁺ , Al ³⁺ , CO ₃ ²⁻ , SiO ₂
5 mg/L	Sn ⁴⁺ , Hg ²⁺
2.5 mg/L	Ag ⁺ , Pb ²⁺
1 mg/L	Cr ³⁺
0.5 mg/L	Cr ⁶⁺

Metodsammanfattning

Fosfatjoner reagerar i sur lösning med molybdat och antimonjoner till ett antimonyfosformolybdatkomplex som genom askorbinsyra reduceras till fosformolybdenblått, som mäts i fotometer.



HACH LANGE GMBH
Wilsdorferstraße 11
D-40549 Düsseldorf

Tel. +49 (0) 2 11 52 88-0
Fax +49 (0) 2 11 52 88-143

info-de@hach.com
www.hach.com

2/2

Ladda ner bilaga:

<https://se.hach.com/asset-get.download.jsa?id=53238123811>

Bilaga 2 - LCK 138 Laton

LCK 138 LATON

DOC312.59.94004

1–16 mg/L Totalkväve, TN

LCK 138

Omfattning och användningsområde: För vatten och avloppsvatten

Provförberedelse

Förvaring

Lagringstemperatur: 15–25 °C (59–77 °F)

pH-värde/temperatur

PH-värdet i vattenprovet måste vara mellan 3–12.

Temperaturen hos vattenprovet och reagenser måste vara mellan 15–25 °C (59–77 °F).

Anvisningar

Se säkerhetsdatabladet (MSDS/SDS) för information om vilka kemikalier som används. Använd den rekommenderade personliga skyddsutrustningen.

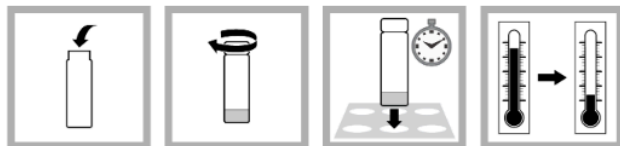
Skaffa undan lösningarna enligt lokala och nationella regler. Se säkerhetsdatabladet för information om bortskaffande av oanvända reagenser. Kontakta personalen som ansvarar för miljö, hälsa och säkerhet i anläggningen och/eller lokala tillsynsmyndigheter för ytterligare information om avfallshantering.

Natronlut A / Oxidationsmedels-tablett B:
Sedan reagenserna A och B tillsats måste flaskorna **genast** tillslutas.

Reaktionsglas:
20 mm reaktionsglas bör inte användas mer än 7 gånger. Efter varje användning skall ni först spola grundligt med kranvatten och sedan med kvävefritt destillerat vatten, varefter den skall torka.

Grumlighet:
En ringa grumlighet stör inte.

Procedur

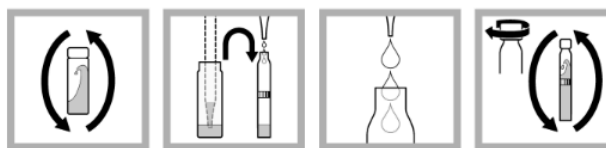


1. Dosera i en följd efter varandra i ett tomt reaktionsglas: 1,3 mL prov, 1,3 mL lösning A, 1 tablett B.

2. Tillslut **genast** reaktionsglaset. **Skaka into.**

3. Kokning direkt. **HT 200 S: 15 minuter** i standardprogrammet HT. **Termostat: för 30 minuter** vid 120 °C (248 °F).

4. Låt svalna i rumtemperatur.

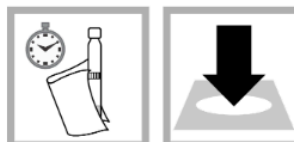


5. Vänd flera gånger.

6. Pipettera långsamt pipett i en kyvett-test: 0,5 mL uppstutet prov.

7. Pipettera långsamt 0,2 mL lösning D.

8. Tillslut genast kyvetten och vänd flera gånger tills all ojämnhet försvunnit.



9. Rengör kyvetten noggrant på utsidan efter 15 minuter och mät.

10. Sätt in den kyvette i kyvettrummet. DR 1900: Gå till LCK/TNPlus metoder. Vaj test, tryck **MÄT**.

Störningar

En liten rosa färg kan utvecklas under reaktionen. Denna färg kommer inte att störa analysen.

De i bord uppräknade joner har kontrollerats var för sig upp till de angivna koncentrationerna, och stör ej. Den sammanlagda effekten samt påverkan av andra joner har inte beräknats.

Lägre resultat är att vänta om proven innehåller stora mängder reduktionsmedel.

Om misstanke för högre halt finns rekommenderas en sannolikhetskontroll genom spädning.

Interference level	Interfering substance
800 mg/L	Cl ⁻
400 mg/L	COD

Metodsammanfattning

Organisk och organiskt bundet kväve oxideras genom uppstötning med peroxodisulfat till nitrat. Nitratjonerna reagerar i en svavel- och fosforsur lösning med 2,6-dimetylfenol till ett nitrofenol.



HACH LANGE GMBH
Wilfsäckerstraße 11
D-40549 Düsseldorf

Tel. +49 (0) 2 11 52 88-0
Fax +49 (0) 2 11 52 88-143

info-de@hach.com
www.hach.com

© Hach Company, 2017. Alla rättigheter reserverade.

06/2017, Utgåva 2

Ladda ner bilaga:

<https://se.hach.com/asset-get.download.jsa?id=52788795665>

Bilaga 3 - LCK 303 Ammoniumkväve

LCK 303 Ammoniumkväve

DOC312.59.94008

2–47 mg/L NH₄-N eller 2.5–60.0 mg/L NH₄

LCK 303

Omfattning och ansökan: För ytvatten, avloppsvatten, jord och substrat.

Test framställning

Testlagring

Lagringstemperatur: 2–8 °C (35–46 °F)

pH-värde/temperatur

pH-värdet i vattenprovet måste vara mellan 4 - 9.

Vattenprovets och reagensernas temperatur 20 °C (68 °F).

Anvisningar

Avvikande temperatur kan ge felaktigt mätresultat.

Analysera proverna så fort som möjligt för bästa resultat.

Tid:

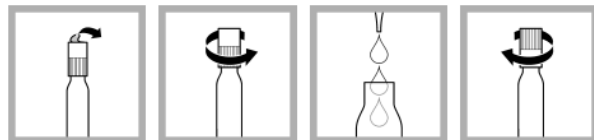
Slutextinktionen är uppnådd efter en reaktionstid på **15 min** och förblir konstant i **15 min**.

Granska säkerhetsinformationen och utgångsdatumet på förpackningen.

Se säkerhetsdatabladet (MSDS/SDS) för information om vilka kemikalier som används. Använd den rekommenderade personliga skyddsutrustningen.

Skaffa undan lösningarna enligt lokala och nationella regler. Se säkerhetsdatabladet för information om bortskaffande av oanvända reagenser. Kontakta personalen som ansvarar för miljö, hälsa och säkerhet i anläggningen och/eller lokala tillsynsmyndigheter för ytterligare information om avfallsantering.

Procedur

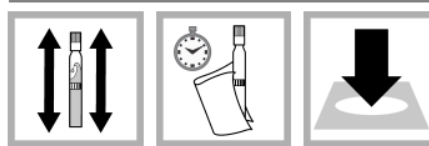


1. Drag försiktigt av skyddsfolien.

2. Skruva av Dosi/Cap Zip.

3. Pipettera i försiktigt 0,2 mL prov.

4. Skruva genast på Dosi/Cap Zip; räftingen uppåt.



5. Skaka kraftigt.

6. Rengör kyvetten noggrant på utsidan efter 15 minuter och mät.

7. Sätt in kyvetten i kyvetthållaren. DR 1900: Gå till LCK/TNT plus melodier. Våj test, tryck MÅT.

Störningar

De i bord uppräknade jonerna har kontrollerats var för sig upp till de angivna koncentrationerna, och stör ej. Den sammanlagda effekten samt påverkan av andra joner har inte beräknats.

Primära aminer registreras och leder till högre resultat. Ett 10 000-faldigt överskott av karbamid stör inte. Alla slags reduktionsmedel stör och leder till lägre resultat.

Ett högt överskott av ammonium kan ge resultat som ligger inom det angivna mätområdet. För dessa rekommenderas en sannolikhetskontroll genom spädning.

Om misstanke för högre halt finns rekommenderas en sannolikhetskontroll genom spädning.

Störningsnivå	Störande ämnen
1000 mg/L	Cr ⁺ , SO ₄ ²⁻
500 mg/L	K ⁺ , Na ⁺ , Ca ²⁺
50 mg/L	CO ₃ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Fe ³⁺ , Cr ³⁺ , Cu ²⁺ , Zn ²⁺ , Ni ²⁺ , Hg ₂ ²⁺
25 mg/L	Fe ²⁺
10 mg/L	Sr ²⁺
5 mg/L	Pb ²⁺
2 mg/L	Ag ⁺

Metodsammanfattning

Ammoniumjoner reagerar vid pH-värde 12.6 med hypokloritjoner och salicylatjoner med nitroprussidnatrium som katalysator till indofenolblått som sedan mäts i fotometer.



HACH LANGE GMBH
Wiltsätterstraße 11
D-40549 Düsseldorf

Tel. +49 (0) 2 11 52 88-0
Fax +49 (0) 2 11 52 88-143

info-de@hach.com
www.hach.com

© Hach Company, 2019. Alla rättigheter reserverade.

10/2019, Edition 1

Ladda ner bilaga:

<https://se.hach.com/asset-get.download.jsa?id=57895528153>

Bilaga 4 - Koordinater till vattenprovtagningsplatser

Sjö	Provtagningsplats	Koordinater
Hullsjön	1	58°16'31"N 12°22'22"E
Hullsjön	2	58°16'39"N 12°22'18"E
Dättern	1	58°21'36"N 12°32'52"E
Dättern	2	58°21'38"N 12°32'31"E
Östra Hästefjorden	1	58°28'10"N 12°13'08"E
Östra Hästefjorden	2	58°28'02"N 12°13'02"E
Vänern	1 (Ursand)	58°25'04"N 12°19'34"E
Vänern	2 (Sanden)	58°23'00"N 12°18'53"E

OBS! Koordinaterna är approximativa!

Bilaga 5 - Bilder från provtagningen av Östra Hästefjorden, Hullsjön och Dättern



5.1 Östra Hästefjorden

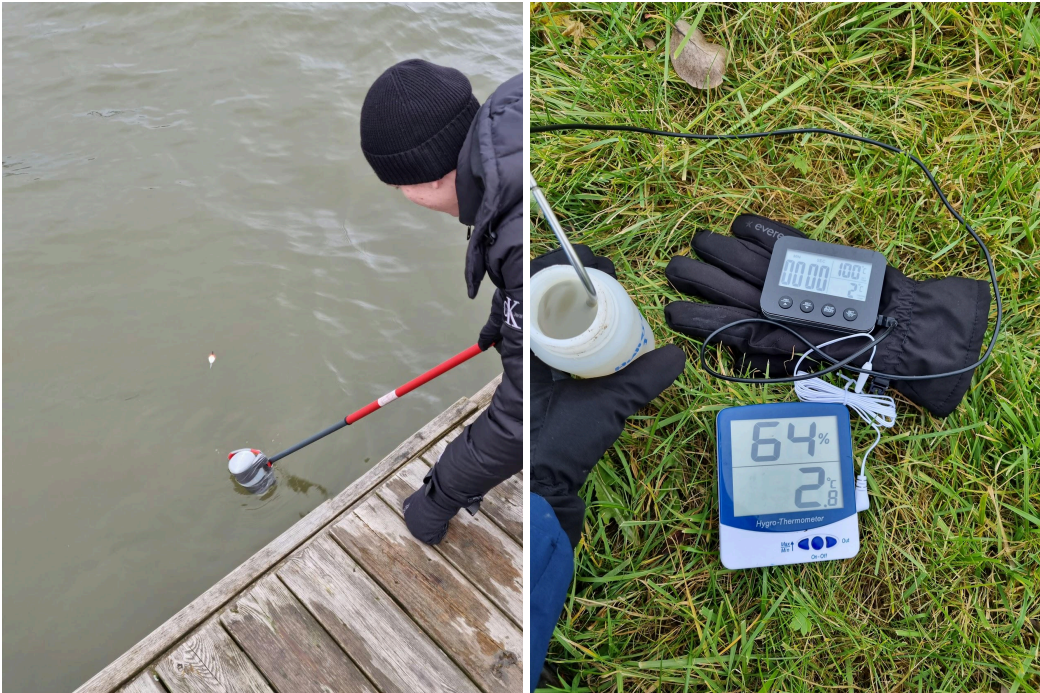


5.2 Hullsjön



5.3 Dättern

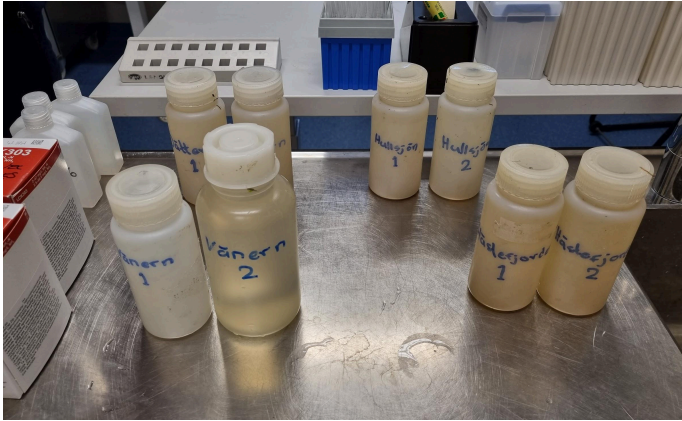
Bilaga 6 - Övriga bilder från vattenprovtagningen och analysen



6.1 Vattenhämtaren sätts ner med öppningen nedåt 6.2 Mätning av temperatur i ett av vattenproven



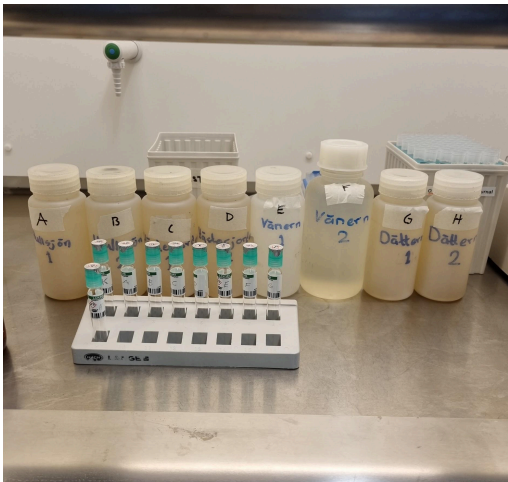
6.3 På väg tillbaka efter genomförd provtagning i Hullsjön (2)



6.4 Vattenproverna efter ankomst till labbet



6.5 Analyskiten



6.6 Analysampullerna för [Tot-N] och provflaskor



6.7 Förberedelser för kvantifiering av $[NH_4-N]$



6.8 Kokblock för upphettning av reaktionsglas/provampull