# Kandidatuppsats

Examensarbete i biologi 15hp

# En undersökning av Murån

## Brunifiering och orsak

Biologi

Halmstad 20/5 2022
Johan Eliasson

HÖGSKOLAN
I HALMSTAD

# Sammanfattning

Att vatten blir brunare, så kallad brunifiering är en trend som har pågått de senaste decennierna och har uppmärksammats mer och mer. Vad som gör ett vatten brunt är koncentrationen av vattenlösligt organiskt kol (DOC). Problemet med brunifiering är de många negativa konsekvenserna som brunifieringen orsakar. Orsakerna till brunifieringen är flera men de centrala är klimatförändring med förändrade vädermönster, minskat surt regn, typ av marktäckning och ändrad markanvändning. Syftet med den här studien var att undersöka vad som kan ligga bakom de höga färgtalen i ett av sjön Bolmens tillrinnande vattendrag, Murån. Vattenprover togs i tio diken som rinner in i Murån. För dessa diken togs bredd- och djupmått samt flödesmått. Utöver dikesprover, togs tio prover längs Murån i en spatial gradient från källa till utlopp.

Resultaten visar att det inte finns samband mellan dikesbredd, vattendjup för DOC eller absorbans. Flöde kan däremot förklara skillnader i färgen på vattnet mellan diken. Resultaten från studien gör det tydligt att diken med ett stilla vatten har högre koncentrationer av DOC och absorbans (420 nm) än ett dike med flöde. Murån blir inte statistiskt brunare längs en spatial gradient mot utloppet. Detta skiljer sig mot de diken som rinner in i Murån som är brunare i Muråns nedre del, dvs närmare utloppet.

Denna studie kan ligga till grund för framtida naturvårdsinsatser och fortsatt forskning av orsakerna till brunifieringen till en av Sveriges viktigaste råvattentäkter. Framtida studier kan förhoppningsvis fylla kunskapsluckan som finns för att kunna mildra effekten av den markanvändning som påverkar brunifieringen.

# Abstract

The fact that water turns browner, so-called brownification is a trend during the last decades that has received more and more attention. Causing the brown color is the increase in concentration of soluble organic material. The problem is not only that the water turns browner, but the negative effects that come with it. The causes of brownification are several but the main reasons are climate change and weather patterns, acid rain, land cover and land use. The purpose of this study was to investigate the reason behind the high watercolor in one of Lake Bolmens tributaries Murån. Water samples were collected in ten ditches that discharge into Murån. Additionally, width-, depth-, and flow measurements were noted. Ten water samples along a spatial gradient in Murån were also collected.

The results of this study show that there was no correlation between width- or depth measurements and watercolor. Flow could explain the differences in watercolor between ditches, where a ditch with a slower flow had higher concentrations of dissolved organic carbon and watercolor. Murån does not have a darker watercolor following a spatial gradient towards the outflow. This differs from the findings from the ditches which are darker in the downstream part of Murån i.e., closer to the outflow.

This study could form the basis for future research of the cause of brownification for one of Sweden's most important drinking water sources and guide future work of conservation. Questions of interest for future studies would be what is causing the differences in watercolor between ditches in a watershed to create an understanding that can be put in use to mitigate further brownification.

# Förord

Först vill jag tacka mina handledare som har gjort det här arbetet möjligt. Jasmin Borgert för sitt aldrig sinande engagemang vilket tacksamt har gett mitt arbete ett tydligt driv, som dessutom bistått med värdefulla synpunkter genom hela arbetet. Antonia Liess vill jag tacka för sin sakkunskap och åsikt som har varit av tyngd och relevans. Jag vill tacka Johannes Glännman och Kalle Ström Töttrup som har haft värdefulla synpunkter och ett stöd som fått svåra knutar att lösas upp. Till sist vill jag tacka Sofia Eliasson och Petra Landström som har bistått med skarpa ögon och korrekturläsning som har gett arbetet ytterligare kvalité.

# Innehållsförteckning

Inledning ..... 5
Bakgrund ..... 5
Syfte ..... 7
Frågeställningar ..... 8
Material och metod ..... 8
Undersökningsdesign ..... 8
Studieområde ..... 9
Provtagning ..... 9
Labbanalys ..... 10
Dataanalys ..... 10
Statistisk analys ..... 10
Resultat ..... 11
Dikeskaraktärer, absorbans och löst organiskt kol ..... 11
Murån längs en spatial gradient och punktkällor ..... 13
Diskussion ..... 15
Dikeskaraktärer, absorbans och löst organiskt kol ..... 15
Murån längs en spatial gradient och punktkällor ..... 17
Slutsats ..... 18
Referenser ..... 18
Bilagor ..... II
Sammanfattning av provtagninglokaler ..... II

# Inledning

## Bakgrund

Vattenkvalitén och funktionen av sjöars ekosystem styrs i viss grad av hur brunt vattnet är och denna process av att vatten blir brunare kallas brunifiering. Färgen på vatten är ett mått på mängden vattenlösligt organiskt material som kommer från nedbrytningen av växt- och djurmaterial, antingen kommer detta från sjön själv eller dess omkringliggande avrinningsområde (Neary et al. 1990). Brunifiering av vattenförekomster har uppmärksammats på senare tid som ett problem för funktionen av många ekosystemtjänster. Dels försörjande ekosystemtjänster - det påverkar

dricksvattenförsörjningen genom en dyrare reningsprocess. Kulturella ekosystemtjänster såsom friluftslivet påverkas genom att de estetiska värdena försämras. Stödjande ekosystemtjänster påverkar biodiversiteten genom att arter som lättare kan anpassa sig till ett brunare vatten blir mer dominerande. Slutligen de reglerande ekosystemtjänsterna så som biogeokemiska processer påverkas till exempel genom att det lösta organiska kolet kan sakta ned återhämtningen av försurning (Kritzberg et al. 2020). Att ett brunare vatten också påverkar ekologin på olika sätt i sjöar är också något som forskningen slår fast. Studier visar att ett brunare vatten kan bl.a. påverka primärproduktionen, förändra strukturen på näringsväven, vattentemperatur och påverka byte-predatorförhållandet (Karlsson et al. 2009; Ranåker et al. 2012; Williams et al. 2012; Seekell et al. 2015).

Brunifieringen har ökat de senaste decennierna och orsakerna är flera. Graden av hur brunt ett vatten är kopplas till mängden löst organiskt kol eller dissolved organic carbon (DOC) och korrelerar med koncentrationer av järn i vattnet (Kritzberg & Ekström 2012; Weyhenmeyer et al. 2016; Estlander et al. 2021). Den minskade försurningen under de senaste decennierna har genom mindre nedfall av atmosfäriskt svavel lett till mer DOC i ytvattenförekomster. Detta sker pga. ökad löslighet av organiska syror och enklare transport till ytvatten tack vare ett högre pH i markerna (Michalzik et al. 2001; de Wit et al. 2007; Monteith et al. 2007; Lepistö et al. 2021). Av samma orsak är det också känt att det minskade nedfallet av atmosfäriskt svavel och ett ökat pH ökar rörligheten av järn som kan bidra till en ökad brunifiering (Björnerås et al. 2017). Att nederbörd också kan vara den främsta förklaringen till hur mycket organiskt material som noteras i ytvattenförekomster genom ökad rörlighet görs tydligt av de Wit et al. (2016), vilket är anmärkningsvärt då man förutspår ökad brunifiering till följd av ökad nederbörd i Sverige (Weyhenmeyer et al. 2016). Senare forskning pekar på att markanvändningen kan påverka brunifieringen av vattenförekomster. Det kan bl.a. förklaras av ökat kolförråd i marklagret genom övergång till barrskog från odlingsmark (Kritzberg 2017; Škerlep et al. 2020). Dikning och dränering av marker har också visats ha en negativ effekt på brunifieringen. I Sverige har marker dikats under lång tid i olika syften, till en början sänktes vattennivåer för att skapa mer kultiverad mark, idag används det i hög grad för att också öka tillväxten i planterad skog. Detta sker genom dikesrensning och skyddsdikning efter en kalavverkning (Jacks 2019), även fast effekten av dikesrensning inte är självklar och att den ursprungliga grundvattennivån är av stor vikt hur effektiv en dikesrensning visar sig vara för tillväxten (Sarkkola et al. 2012; Sikström et al. 2020). Vid det senaste millennieskiftet uppskattades att det genom dikning i Sverige har skapats 600 000 hektar av odlingsbar mark (Jakobsson 2013).

De negativa effekterna av dikning kan påverka den pågående brunifieringen ytterligare. I en studie visades att en mer intensiv dikning i ett avrinningsområdet ökade också vattnets färg och innehållet av DOC och koncentrationerna av järn (Estlander et al. 2021). Att dikning är ett problem för vattenkvalitén bekräftas också i en studie av Asmala et al. (2019) som visar att proportionen av dikat område i ett avrinningsområde korreleras starkt med ökade koncentrationer av DOC. Inte bara dikning av områden utan också ett aktivt skogsbruk i ett avrinningsområde kan påverka hur koncentrationen av DOC i ytavrinningen (Aaltonen et al. 2021).

Den ökade brunifieringen som har skett under de senaste decennierna i ytvattenförekomster på det norra halvklotet gäller också för sjön Bolmen i sydvästra Sverige. Från 1960 har brunifieringen av sjön ökat (Kritzberg et al. 2020). Bolmen har 3 större tillflöden Lillån, Storån och Lidhultsån, där de två förstnämnda ligger i sjöns norra ände där det också uppmäts höga grader av brunt vatten. Lillån och Storån bidrar med nästan 85 % av den totala färghalten i sjön (Klante et al. 2021). Den bruna färgen i Bolmen har till störst del sin källa i tillflöden  som ligger i norra änden av sjön, med detta sagt finns det ett undantag - Murån. Murån är ett tillflöde som ligger i sjöns sydvästra ände och är det tillflöde där de högsta nivåerna av färgtal är uppmätta av Bolmens tillflöden. Förklaringen till detta tros ligga i avrinningsområdets förhållanden (Klante et al. 2021). Detta är utgångspunkten för denna studie.Eftersom problemet med brunifiering slår över flera kategorier av ekosystemtjänster gör att ett sådant arbete som jag antagit mig än mer relevant. Det faktum att Bolmen och området kring sjön är klassat som riksintresse och att sjön försörjer 600 000 människor med dricksvatten ger det ytterligare relevans för denna studie (Sydvatten 2021; Havs- och Vattenmyndigheten u.å.).
Orsakerna till brunifiering är många och det finns flera förklaringsmodeller. Med den här studien vill jag ge en fördjupad kunskap om Murån och dess tillrinningsområde för att kunna vägleda var framtida forskning och naturvårdsinsatser kan ta vid. Men även att kunna bidra till det LONA-projekt som detta arbete är en del av (Halmstad högskola 2022). I det projektet har man som mål att utröna om det är dikning av våtmarker eller granodlingar som är orsaken till brunifieringen av Bolmen för att på ett effektivt sätt kunna mildra en fortsatt brunifiering. Denna studie kan ge kunskap som i förlängningen kan komma att användas för att säkra dricksvattenförsörjningen och andra ekosystemtjänster för framtida generationer.

## Syfte

Syftet med denna studie är att öka kunskapen kring de höga färgtalen i Murån och att hitta diken som kan vara punktkällor till dessa. Dessutom att

undersöka om det finns fysikaliska egenskaper hos diken som kan förklara de höga färgtalen i Murån.

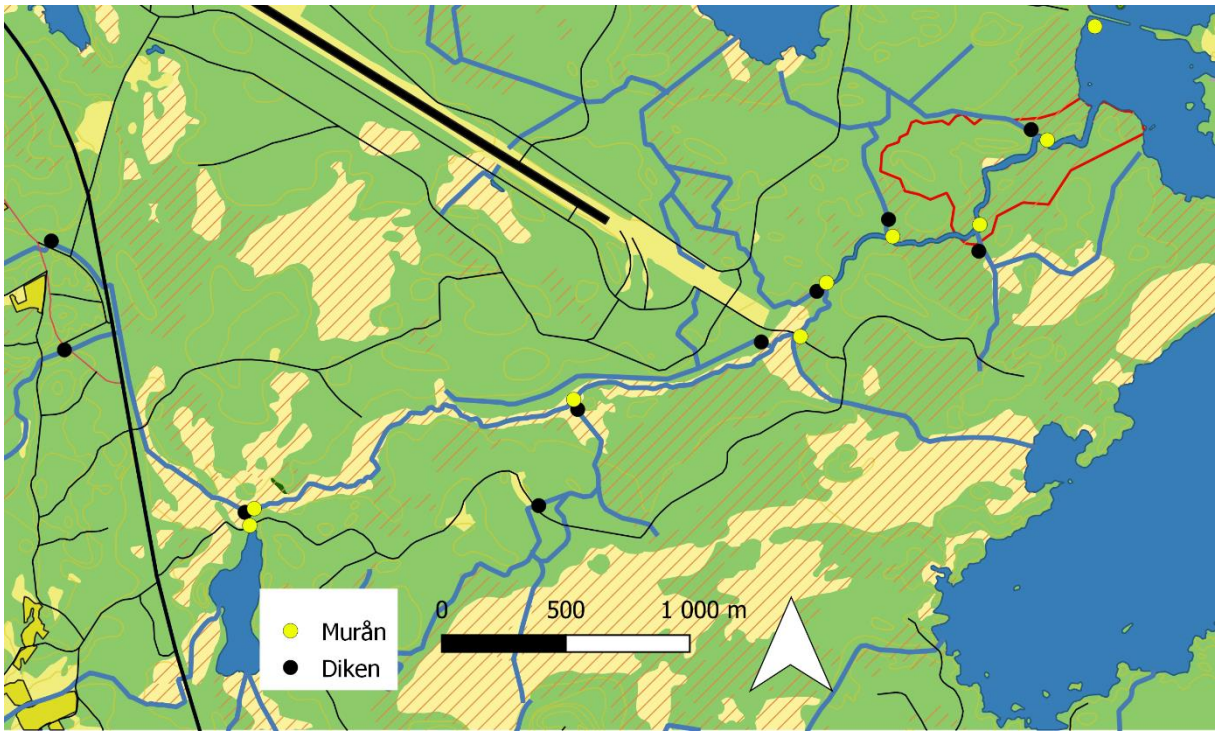
### Frågeställningar

(1) Kan färgtal i tillflöden till Murån förklaras genom de fysikaliska egenskaperna bredd, djup och flöde?
(2) Blir Murån och dess tillrinnande diken brunare i en spatial gradient från källa till utlopp?

## Material och metod

### Undersökningsdesign

Vattenprover togs på 20 lokaler i Muråns tillrinningsområde (Fig. 1). Proverna togs i tio diken (dikeslokaler) för att se hur färgen varier mellan diken i Muråns tillrinningsområde och att identifiera möjliga punktkällor till de höga färgtalen i Murån. Dikesbredd, vattendjup och flöde mättes för att se om detta kan variationen i färg mellan diken. Resterande 10 vattenprover togs på lokaler längs Murån för att se hur färgtal och koncentrationen av DOC förändras längs en spatial gradient från källa till utlopp.



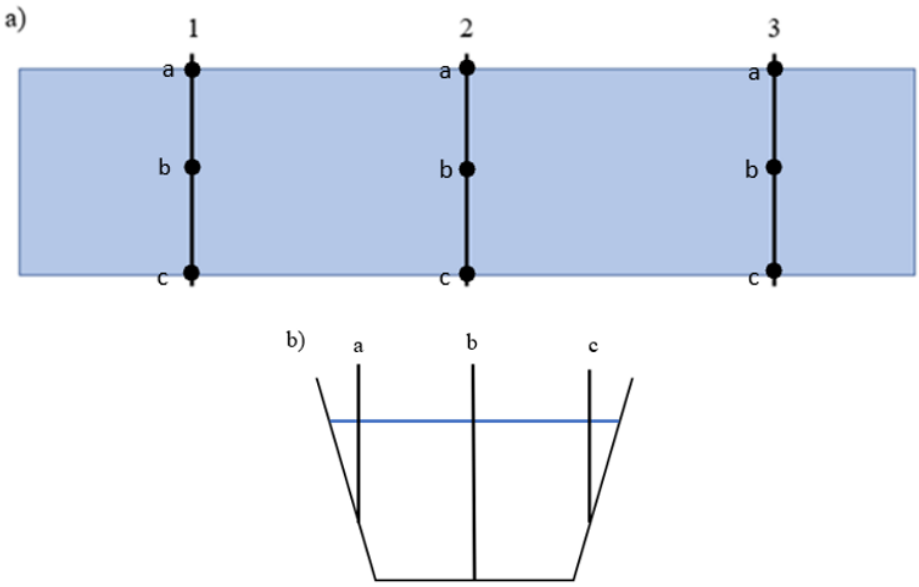

Figur 1: Karta över de 20 provtagningslokalerna (QGIS3).

## Studieområde

Bolmen är Sveriges tolfte största sjö och ligger i sydöstra Småland och förser ungefär 600 000 människor med dricksvatten. Medeldjupet i sjön är 6,2 m och är till ytan 183 km². Sjön har en relativt stor biologisk mångfald, särskilt i avseende till sjövegetationen och fisk- och häckfågelfaunan och har en god ekologisk status enligt VISS (Vatteninformationssystem Sverige) bedömningar (VISS 2022). Murån är ett tillflöde i sjöns sydvästra ände och dess delavrinningsområde är cirka 23 km², medelflödet är 0,38 m³/s (Lindberg & Engdahl 2021). Den dominerande markanvändningen i avrinningsområdet är skogsmark (77 %) med en liten del myr- och våtmark (16 %). Vad gäller jordarter så är det två helt dominerande typer på cirka 40 % vardera, morän och torv, med en liten del isälvsmaterial (14 %) (SMHI 2022).

## Provtagning

Vattenproverna togs 28/3 – 29/3 – 2022 För varje lokal togs det fem vattenprover för vidare analys i labb. Vattenproverna fylldes med hjälp av en 1L-behållare som satt fast i änden på en stav. Behållaren fylldes i en växtfri del i vattendraget utan att nudda botten och togs upp på land för att fylla fyra stycken 50 ml burkar för analys i labb av absorbans, DOC och pH. Proverna förvarades i kylväska med kylklampar i fält och sedan kylrum vid 4 °C tills det att analyserna gjordes enligt standard, SS-EN1484 (Swedish Standards Institute (SIS) 1997). Utöver dessa vattenprov på de tio dikeslokalerna togs det mått på bredd och vattendjup med en tumstock, se figur 2. I de tio dikena mättes djup 10 cm från dikeskanten på vardera sida och i mitten på tre ställen samt dikesbredd. I de diken som visuellt kunde konstateras ha flöde gjordes tre mätningar av flödeshastighet. Detta gjordes genom att notera tiden det tog för en apelsin att färdas en given sträcka tre gånger (EPA 2022). Ute i fält noterades även i ett fältprotokoll exakta koordinater, datum och tidpunkt för provtagning. Vid dikeslokalerna i Muråns avrinningsområde (figur 1) noterades även dominerande markanvändning som var antingen skog eller våtmark samt vegetation närmast vatten i %, dessa var i kategorierna marktäcke, buskar och träd.




Figur 2: Bilden visar ett dike ovanifrån (a) och i genomskärning (b).
a) dikesbredd som mättes på tre (1, 2, 3) ställen och räknades ut till en genomsnittsbredd, b) dikesdjup mättes på samma tre ställen med tre mått (a, b, c), 10 cm från vardera kant och i mitten som räknades ut till ett genomsnittsdjup.

## Labbanalys

I labbet analyserades vattenproverna på absorbans, DOC och pH. Mätningen av absorbans gjordes med hjälp av en UV spektrofotometer, UV-1800 (SHIMADZU /Tokyo/Japan) enligt SS-EN ISO 7887:2011 (Swedish Standards Institute (SIS) 2011). Analysen gjordes både i 1 cm och 5 cm kyvett för alla prover vid en våglängd på 420 nm. Analysen av DOC gjordes i en TOC-L (SHIMADZU /Tokyo/Japan) enligt SS-EN1484 (Swedish Standards Institute (SIS) 1997), vattenproverna filtrerades genom ett sprutfilter på 0,45 µm. Två olika lösningar på 15 respektive 50 mg TOC/L användes som kontrollprover för vart tionde prov, detta för att få exakta värden på innehållet av DOC i vattenproven.

## Dataanalys

All insamlad data lades in i Excel. Dataanalysen bestod av beräkning av medelvärde för djup och bredd på samtliga dikeslokaler. Flöde i m/s räknades ut genom att dividera medelvärdet av apelsinens flödeslängd med medelvärdet av flödeshastigheten det tog att färdas den givna sträckan. Tvärsnittsyta räknades ut med hjälp av bredd- och djupmått. Utifrån flöde (m/s) kategoriserades dikena i två olika flödeskategorier, *stilla* eller *flöde* där den undre gränsen för *flöde* var>0,1 m/s.

## Statistisk analys

IBM SPSS Statistics 28 användes för de statistiska analyserna. Först gjordes analyser på datan för mätvariablerna om den var normalfördelad eller ej, det gjordes genom ett Kolmogorov-Smirnov-test. Datan delades upp i *diken* och *murån*, detta gjordes för att få en mer rättvis bild av verkligheten i de statistiska analyserna då *diken* och *murån* kan ses som två skilda typer av lokaler. Kolmogorov-Smirnov utfördes för medelbredd och medeldjup och dessa var inte

normalfördelade (p = 0,045; p = 0,021) samt värden för DOC och absorbans i kategori *diken* och dessa var normalfördelade (p = 0,187; p = 0,059). För att kunna svara på frågeställning 1, om dikeskaraktärer påverkar koncentrationen av DOC och färg gjordes regressionsanalyser (linear regression) och korrelationsanalyser (Spearman correlation) för medeldjup och absorbans, medeldjup och DOC, medelbredd och absorbans, medelbredd och DOC. Spearman correlation användes eftersom medeldjup och medelbredd inte var normalfördelade. För ytterligare undersökning av samma frågeställning 1 gjordes T-test mellan flödeskategori/ DOC och flödeskategori och absorbans. För att svara på frågeställning 2, om Murån blir brunare längs en spatial gradient från källa till utlopp delades provtagningslokalerna längs Murån upp i två kategorier, de fem lokalerna närmast källan hamnade i kategori *uppströms* och resterande fem lokalerna hamnade i kategori *nedströms*. Sedan gjordes Mann-Whitney U-test för DOC och T-test för absorbans mellan dessa två kategorier. Mann-Whitney U-test användes för DOC då denna data inte var normalfördelad.
För att undersöka om Muråns tillrinnande diken blir brunare längs samma spatiala gradient delades dikeslokalerna upp i samma två kategorier och T-test gjordes för DOC och absorbans.

# Resultat

## Dikeskaraktärer, absorbans och löst organiskt kol

Sammanställning för grundläggande statistik för dikeslokaler och lokaler i Murån i tabell 1.1.

Tabell 1.1: Medelvärde, median, standardavvikelse och range för a) dikeslokaler b) Murån

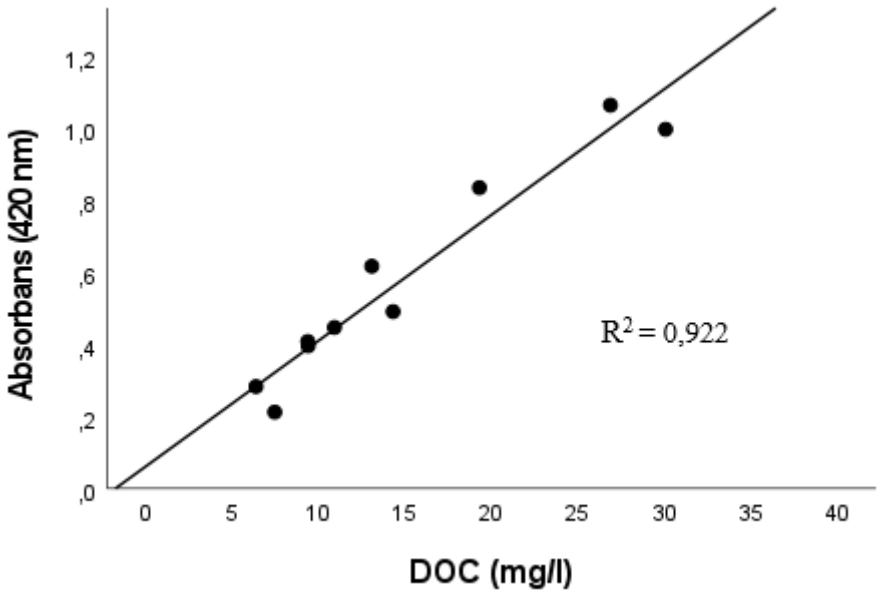
a)

| Variabel | Medelvärde/ Median* | ± Standardavvikelse/ Range* |
|---|---|---|
| Vattendjup (cm) | 14,56* | 8 – 57,67* |
| Dikesbredd (cm) | 91,3* | 70 – 184,6* |
| Absorbans (420 nm) | 0,57 | ±0,29 |
| DOC (mg/L) | 14,72 | ±8,17 |

b)

| Variabel | Medelvärde/ Median* | ± Standardavvikelse/ Range* |
|---|---|---|
| Absorbans (420 nm) | 0,31 | ±0,05 |
| DOC (mg/L) | 7,97* | 6,55 – 11,12* |

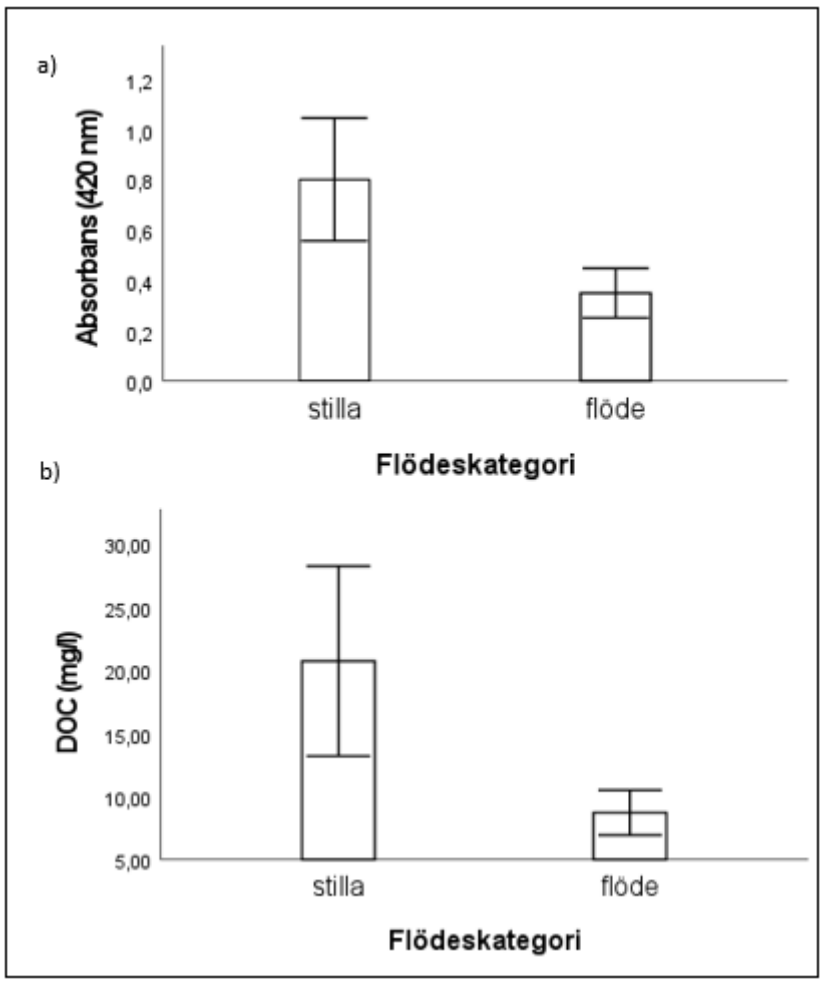
Resultatet av regressionsanalysen för DOC och absorbans visar att absorbans är signifikant beroende av koncentrationerna av DOC ($R^2$ = 0,922; F = 107,848; p <0,001) (Fig. 3). Alltså ju högre koncentration av DOC desto brunare vatten.




Figur 3: Samband mellan DOC och absorbans (420 nm) i en regressionsanalys med en tydlig trendlinje.

Regression- och korrelationsanalyser gjordes för att undersöka samband mellan dikeskaraktärer och koncentrationerna av DOC samt absorbans. Resultaten för analyserna är som följande: för medeldjup och absorbans (p = 0,652: p = 0,651), medeldjup och DOC (p = 0,165; p = 0,310), medelbredd och absorbans (p = 0,763: p = 0,701), medelbredd och DOC (p = 0,877; p = 0,726). Inga signifikanta samband hittades.

För att undersöka om flöde kunde förklara variation i DOC och absorbans gjordes T-test mellan respektive flödeskategori och DOC samt absorbans. Resultaten av T-test för flödeskategori och absorbans 420 nm (t-test: t= 3,837 df= 8 p= 0,047) (Fig 4a) visade signifikant resultat. Det gjorde även flödeskategori och DOC (t-test: t=3,473, df=8, P=0,008 (Fig 4b).

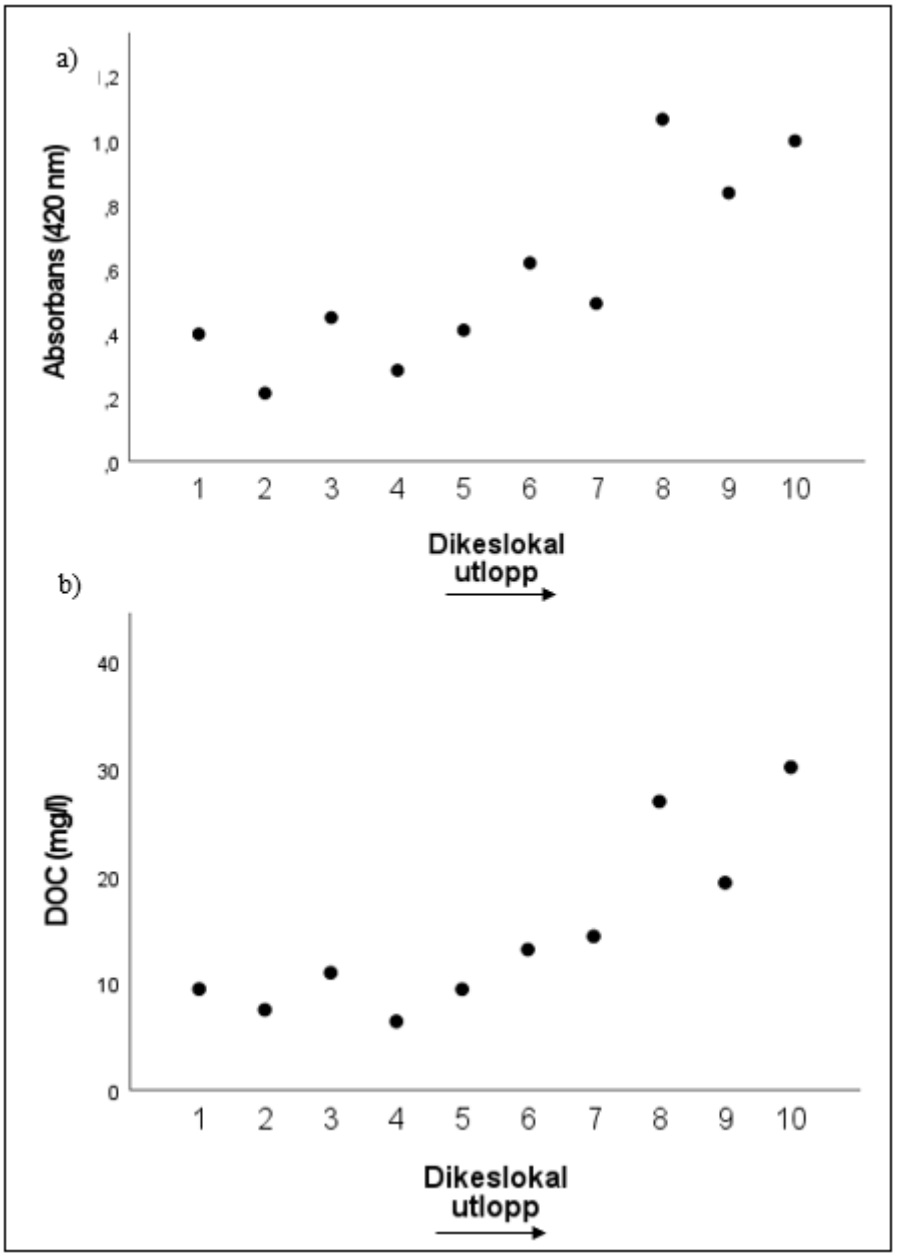



Figur 4: Medelvärde och standardavvikelse för respektive flödeskategori. a) absorbans (420 nm), b) DOC.

## Murån längs en spatial gradient och punktkällor

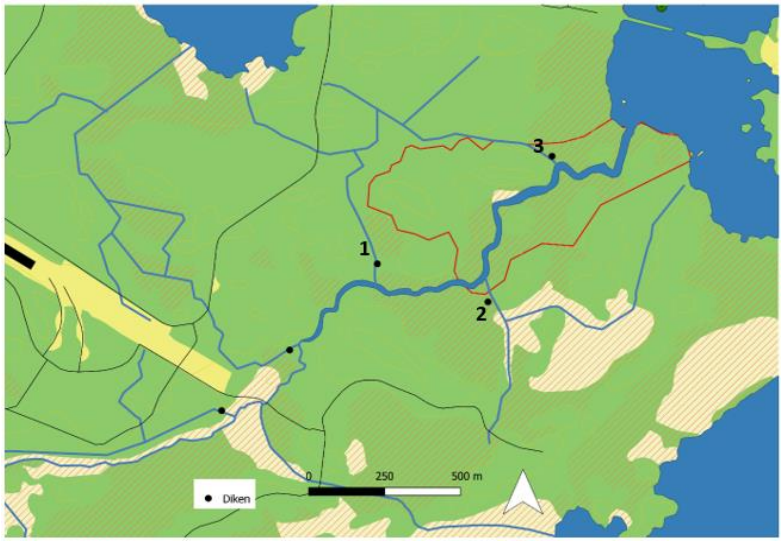
Vidare för att utröna om det fanns en skillnad på DOC och/ eller absorbans mellan Muråns övre och nedre del utfördes ett Mann-Whitney U-test mellan provtagningslokalerna *uppströms* och *nedströms* Murån för DOC (P= 0,602) och T-test för absorbans (420 nm) (P= 0,229) visade ingen signifikant statistiskt skillnad.

För att undersöka om det fanns en skillnad i DOC och/ eller absorbans för diken som låg i Muråns övre och nedre del utfördes T-test för koncentrationer av DOC mellan dikeslokaler som låg *uppströms* respektive *nedströms* Murån (t-test: t= 3,473, df= 8, P= 0,008) och för absorbans (420 nm) (t-test: t= 3,937, df= 8, P= 0,047). Statistiskt signifikanta skillnader fanns i koncentrationer av DOC och absorbans mellan Muråns övre och nedre del. I figur 5 visas tydligt skillnaden för koncentrationer av DOC och färgtal mellan diken i en spatial gradient.

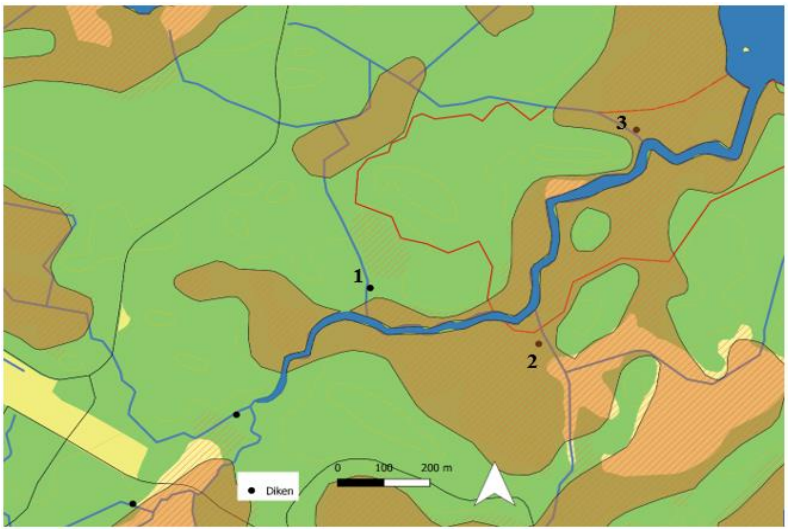



Figur 5: Värden för a) absorbans (420 nm), b) DOC för dikeslokalerna.

För att identifiera punktkällor till det bruna vattnet valdes de dikeslokaler ut med de högst uppmätta värden för DOC och absorbans, dessa var de diken närmast Muråns utlopp se figur 6.




Figur 6: Visar punktkällor av brunt vatten till Murån. Diken med de högst uppmätta värdena av DOC och absorbans.




Figur 6: Visar de tre punktkällorna och jordlager (brunt) som består av torv.

# Diskussion

## Dikeskaraktärer, absorbans och löst organiskt kol

Då regressionen mellan DOC och absorbans (420 nm) för alla provtagningspunkter är statistiskt signifikant visar det att studien har pålitliga siffror då detta är något som följer tidigare forskning (Rasmussen et al. 1989; Neary et al. 1990; Pace & Cole 2002).

Medelvattendjup och medelbredd på diken i denna studie kunde inte förklara variationen för koncentrationer av DOC eller variationen för absorbans (420 nm). Resultaten som följde av den statistiska analysen gällande flöde visar att det finns en signifikant statistisk skillnad mellan flödeskategori och DOC samt absorbans (420 nm). Alltså ett mer stilla vatten innebär högre koncentrationer av DOC och ett brunare vatten (figur 4). Egna spekulationer och med stöd från tidigare forskning kring dessa resultat tyder på att ett dike med stilla vatten och långsamt eller inget flöde kan tänkas få sitt vatten nästan enbart från ytavrinning med höga koncentrationer av DOC i samband med nederbörd, snösmältning och höjd grundvattennivå. Vid nederbörd kan den hydrologiska flödesvägen förändras och påverka mängden DOC som transporteras till ytvatten. Vid högt flöde rinner gärna vattnet ytligt genom jordlager med högt organiskt innehåll vilket kan ge ökade koncentrationer av DOC för det mottagande vattendraget (Clark et al. 2008). Detta förklaras genom att jordmånshorisonter lägre ned i minrealjord har lägre koncentrationer av DOC (van den Berg et al. 2012; Camino-Serrano et al. 2014). Hade ett stilla dike fått en konstant tillrinning av grundvatten kan det tänkas att ett snabbare, konstant vattenflöde med lägre koncentrationer av DOC hade uppmätts (Regan et al. 2017). Det följer då naturligt att ett dike med nästan enbart vatten från yttransport och jordlager närmare markytan har en högre koncentration av DOC och att färgtalen följer därefter eftersom det är i jordlager närmast markytan de högsta koncentrationerna av DOC noteras (McDowell & Wood 1984). Forskning visar också att en hög grundvattennivå ökar urlakningen av organiskt material i de övre jordlagren. När grundvattennivån är hög och organiska jordlager är mättade ökar mängden lakvatten från organiska jordar nära markytan. Man vet också att när grundvattennivån är som högst sker också det mesta av transporten av DOC till ytvatten (Laudon et al. 2011; Nieminen et al. 2018). Har diket som ytavrinningen hamnar i ett långsamt eller stilla flöde kan det tänkas att det bruna vattnet ansamlas där.

Markanvändningen i ett dikes direkta närhet kan också påverka färgen på vattnet. Efter en kalavverkning höjs ofta grundvattennivån genom minskad respiration i området Magnusson (2015) om då kan få konsekvenser för vattnets färg av tidigare nämnda anledningar. Vad som ytterligare påverkar mängden DOC och färgen hos vattendrag i ett kalavverkat område är tillförsel av nytt, lätt nedbrytbart organiskt (GROT – grenar och topper) material som bidrar med ytterligare belastning av DOC till ytvatten (Palviainen et al. 2022). Hur markanvändningen ser ut i Muråns avrinningsområde i liten skala kan då vara en förklaring till variationen på vattnets färg.

Vidare kan det finnas andra fysikaliska egenskaper i ett dike som förklarar variationen för dessa två mätningar, DOC och absorbans. En förklaring är att vattnet i diken kan variera i koncentrationer av DOC beroende på koncentrationen av densamma på ett djup mellan -1 och -5 cm i underliggande jordlager (Clark et al. 2008). Vad som följer är då att färgtalen borde följa koncentrationerna av DOC i jordlagret under dikets botten.

Bottensubstratet i diket kan också påverka färgen på vattnet. I en studie visade det sig att koncentrationen av DOC är högre i diken som ligger i torv och fina mineraljordar än i grövre mineraljord innan dikesrensning utfördes. Dikesrensning hade även liten effekt för diken i grövre mineraljordar gällande koncentrationen av DOC. Nivåerna av DOC gick sakta tillbaka till högre nivåer för torvjorden medan det för finare mineraljordar låg på en lägre nivå under 20 år (Nieminen et al. 2017). Detta visar att mängden organiskt material i det jordlager som

diket ligger i har stor betydelse för koncentrationerna av DOC i vattnet och därmed färgen på vattnet. Av resultaten i studien (Nieminen et al. 2017) kan de negativa effekterna stärkas av pågående brunifiering och framtida dikning då riktlinjerna för dikesdjup är att de ska ligga i torvjorden och inte i mineraljordarna för att minska erosion och transport av större jordpartiklar (Finér et al. 2018). Dessa riktlinjer kan ha andra negativa effekter – ett brunare vatten.

## Murån längs en spatial gradient och punktkällor

Testerna som gjordes mellan provtagningslokaler *uppströms* respektive *nedströms* längs Murån och DOC samt absorbans (420 nm) visade inte på några signifikanta resultat. Alltså är inte ökningen i färgtal i Murån mellan dess övre och nedre del inte statistiskt signifikant. Vad som kan noteras är dock att det finns en svag trend för provtagningspunkterna att öka i koncentration av DOC och absorbans (420 nm) längs Muråns spatiala gradient. Denna trend återspeglas i en tidigare studie. Massicotte & Frenette (2011) visar att i en spatial gradient ökar koncentrationen av DOC i en å genom belastning från biflöden av löst organiskt material (DOM) från terrestra källor. Att min analys inte visade ett signifikant resultat klargörs nedan.

Vad som kan sägas om hur diken i Muråns delavrinningsområde förändras gällande DOC och absorbans (420 nm) i en spatial gradient är att det finns en tydlig signifikant skillnad mellan dikeslokalerna *uppströms* respektive *nedströms* Murån. Dikena i Muråns delavrinningsområde har högre färgtal ju närmare diket ligger åns utlopp. Att samma inte gäller för Murån kan möjligen förklaras genom att de dikena med de högst uppmätta koncentrationerna av DOC och färgtal är diken i flödeskategori *stilla*. Därav blir deras belastning av brunt vatten till Murån mycket liten men de kan bidra till de höga färgtalen vid intensiv nederbörd, då det är känt att vid höga flöden sker också den högsta belastningen av DOC (Panton et al. 2020). Dessa diken är också belägna närmast Muråns utlopp där ån är som bredast och åvattnet enklare kan spädas med sjövattnet. Det som följer av detta är att dessa diken inte påverkar Muråns färgtal i så pass hög grad att en statistiskt säkerställd skillnad kan hittas mellan åns övre och nedre del.

Med resultaten av studien har möjliga punktkällor till det bruna vattnet i Murån också kunnat identifieras. De tre högsta mätvärden för koncentrationer av DOC och absorbans valdes ut och dessa var i de tre sista dikena innan Muråns utlopp (Fig. 5).

Detta är diken i flödeskategori *stilla* och har inget uppmätt flöde och kan som nämnts tidigare betraktas som punktkällor vid höga vattenflöden efter nederbörd. Vad som också kan tilläggas när det kommer till koncentrationer av DOC i diken och nederbörd är att det finns en temporal variation. Koncentrationen kan minska i ett första skede genom utspädning för att sedan öka och slutligen gå tillbaka till nivåer innan nederbörden (Wang et al. 2019).

En möjlig förklaring till dessa höga koncentrationer av DOC och absorbans (420 nm) förutom det som diskuteras under *4.1* är att dessa diken till synes är dikade genom delar av torvjordlager (Fig 6). Estlander et al. (2021) visar att den negativa effekten som dikning har på DOC var högst i avrinningsområden med stor andel torv i jordlagret. Detta pekar på att diken i områden med torv i jordlagret har höga koncentrationer av DOC och höga färgtal. I tidigare studier har det visat sig att koncentrationen av DOC i ett vattendrag kopplas till

spatiala förändringar i markens kolinnehåll. Koncentrationen av DOC i en å kan förklaras av andelen torvmark i avrinningsområdet (Billett et al. 2006). Då bör samma trend gälla diken, men i mindre skala.

Vad som kan ses som begränsningar i denna studie är att provtagninspunkterna kunde ha varit flera för tydligare statistiska resultat. Det hade också varit av värde att ta in flera fysikaliska parametrar för dikena, så som djup under markytan och bottensubstrat. Mätinstrumentet för fältmätningar för vattentemperatur och pH var ur funktion och detta kunde inte mätas i fält. Att kunna göra uppföljning på mätningarna över tid och efter nederbörd hade också gett studien ett mervärde. Det har blivit tydligt genom detta arbete att det finns lite forskning som har gjorts i samma skala och därmed en kunskapslucka i studiet om markanvändningens effekt på brunifieringen som framtida forskning bör fokusera på. Styrkor med studien är metod för provtagning och analys har följt given standard. Provtagningarna kunde ske inom 48 timmar och samma väderlek och labbanalysen kunde ske tätt inpå. Tiden som var avsatt för studien var också god. Resultaten i studien kan ses som pålitliga då regressionsanalysen mellan DOC och absorbans (420 nm) följer tidigare resultat. Slutligen, resultaten i studien var till grund för provtagningar av jordlager som används inom LONA-projektet som detta arbete är en del av (Halmstad högskola 2022).

# Slutsats

Syftet med den här studien kunde till stor del uppnås av de resultat som undersökning gav. Studien har ökat kunskapen om de höga färgtalen i Murån, detta dels genom att vattenflöde i ett dike kunde tydligt förklara variationen i koncentrationerna i DOC och absorbans mellan diken. Sambandet mellan koncentrationer av DOC och absorbans visas även i denna studie som många andra undersökningar, att sambandet är mycket starkt och att den bruna vattenfärgen kan kopplas till mängden löst organiskt kol. Resultaten från labbanlyserna kunde användas för att identifiera punktkällor till den bruna färgen i Murån genom att peka ut de högst uppmätta värdena för DOC och absorbans. Dessa diken låg närmast Muråns utlopp där ån är som bredast och enklare kan spädas med sjövattnet. Dessutom har de ett långsamt flöde och kan betraktas som punktkällor i samband med nederbörd och höga vattenflöden.

Resultaten av den här studien ger en riktning till vart fortsatt undersökning kan ta vid i fråga om hur markanvändning och dikning bidrar till brunifieringen. Framtida naturvårdsinsatser kan använda resultaten av denna studie för att effektivt kunna mildra brunifieringen i en av Sveriges viktigaste råvattentäkter för dricksvattenförsörjning.

# Referenser

Aaltonen, H., Tuukkanen, T., Palviainen, M., Laurén, A. , Tattari, S., Piirainen, S., Mattsson, T., Ojala, A., Launiainen, S. & Finér, L. (2021). Controls of Organic Carbon and Nutrient Export from Unmanaged and Managed Boreal Forested Catchments. *Water*, 13 (17).

Asmala, E., Carstensen, J. & Räike, A. (2019). Multiple anthropogenic drivers behind upward trends in organic carbon concentrations in boreal rivers. *Environmental Research Letters*, 14 (12).

van den Berg, L.J.L., Shotbolt, L. & Ashmore, M.R. (2012). Dissolved organic carbon (DOC) concentrations in UK soils and the influence of soil, vegetation type and seasonality. *Science of The Total Environment*, 427–428, 269–276.

Billett, M.F., Deacon, C.M., Palmer, S.M., Dawson, J.J.C. & Hope, D. (2006). Connecting organic carbon in stream water and soils in a peatland catchment. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 111.

Björnerås, C., Weyhenmeyer, G.A., Evans, C.D., Gessner, M.O., Grossart, H.-P., Kangur, K., Kokorite, I., Kortelainen, P., Laudon, H., Lehtoranta, J., Lottig, N., Monteith, D.T., Nõges, P., Nõges, T., Oulehle, F., Riise, G., Rusak, J.A., Räike, A., Sire, J., Sterling, S. & Kritzberg, E.S. (2017). Widespread Increases in Iron Concentration in European and North American Freshwaters. *Global Biogeochemical Cycles*, 31 (10), 1488–1500

Camino-Serrano, M., Gielen, B., Luyssaert, S., Ciais, P., Vicca, S., Guenet, B., Vos, B.D., Cools, N., Ahrens, B., Altaf Arain, M., Borken, W., Clarke, N., Clarkson, B., Cummins, T., Don, A., Pannatier, E.G., Laudon, H., Moore, T., Nieminen, T.M., Nilsson, M.B., Peichl, M., Schwendenmann, L., Siemens, J. & Janssens, I. (2014). Linking variability in soil solution dissolved organic carbon to climate, soil type, and vegetation type. *Global Biogeochemical Cycles*, 28 (5), 497–509.

Clark, J.M., Lane, S.N., Chapman, P.J. & Adamson, J.K. (2008). Link between DOC in near surface peat and stream water in an upland catchment. *Science of The Total Environment*, 404 (2), 308–315.

EPA (2022). United States Environmental Protection Agency. https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/vms51.html. [2022]

Estlander, S., Pippingsköld, E. & Horppila, J. (2021). Artificial ditching of catchments and brownification-connected water quality parameters of lakes. *Water Research*, 205.

Finér, L., Čiuldienė, D., Libieté, Z. & Lode, E. (2018). *WAMBAF – Good Practices for Ditch Network Maintenance to Protect Water Quality in the Baltic Sea Region.*

Halmstad högskola (2022). Rätt våtmark på rätt plats. https://www.hh.se/forskning/var-forskning/forskning-vid-akademin-for-foretagande-innovation-och-hallbarhet/forskningsprojekt-vid-akademin-for-foretagande-innovation-och-hallbarhet/lona-projekt---ratt-vatmark-pa-ratt-plats.html [2022-02-20]

Havs och Vattenmyndigheten (u.å.). *Riksintresse för dricksvattenanläggningar*. https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/atgarder-skydd-och-rapportering/skyddade-omraden/riksintressen/riksintresse-for-dricksvattenanlaggningar.html [2022-02-20]

Jacks, G. (2019). Drainage in Sweden -the past and new developments. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 69 (5), 405–410.

Jakobsson, E. (2013). Ditching from a water system perspective. Draining the Swedish water landscape 1200–1900. *Water History*, 5 (3), 349–367.

Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L. & Jansson, M. (2009). Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 460 (7254), 506–509.

Klante, C., Larson, M. & Persson, K.M. (2021). Brownification in Lake Bolmen, Sweden, and its relationship to natural and human-induced changes. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 36.

Kritzberg, E.S. (2017). Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters*, 2 (4), 105–112.

Kritzberg, E.S. & Ekström, S.M. (2012). Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? *Biogeosciences*, 9 (4), 1465–1478.

Kritzberg, E.S., Hasselquist, E.M., Škerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., Valinia, S., Hansson, L.-A. & Laudon, H. (2020). Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio*, 49 (2), 375–390.

Laudon, H., Berggren, M., Ågren, A., Buffam, I., Bishop, K., Grabs, T., Jansson, M. & Köhler, S. (2011). Patterns and Dynamics of Dissolved Organic Carbon (DOC) in Boreal Streams: The Role of Processes, Connectivity, and Scaling. *Ecosystems*, 14 (6), 880–893.

Lepistö, A., Räike, A., Sallantaus, T. & Finér, L. (2021). Increases in organic carbon and nitrogen concentrations in boreal forested catchments — Changes driven by climate and deposition. *Science of The Total Environment*.

Lindberg, Engdahl, J., Alf (2021). *Recipientkontrollen i Lagan 2020*. Lagans Vattenråd.

Magnusson, T. (2015). *Skogsbruk - mark och vatten*. Skogsstyrelsen.

Massicotte, P. & Frenette, J.-J. (2011). Spatial connectivity in a large river system: resolving the sources and fate of dissolved organic matter. *Ecological Applications*, 21 (7), 2600–2617.

McDowell, W. & Wood, T. (1984). Podzolization: Soil Processes Control Dissolved Organic Carbon Concentrations in Stream Water. *Soil Science*, 137.

Michalzik, B., Kalbitz, K., Park, J.-H., Solinger, S. & Matzner, E. (2001). Fluxes and Concentrations of Dissolved Organic Carbon and Nitrogen: A Synthesis for Temperate Forests. *Biogeochemistry*, 52 (2), 173–205

Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopácek, J. &

Neary, B.P., Ontario, & Ministry of the Environment (1990). *The Acidification of Ontario lakes: an assessment of their sensitivity and current status with respect to biological damage*. Toronto: Environment Ontario.

Nieminen, M., Palviainen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Marttila, H. & Finér, L. (2017). A synthesis of the impacts of ditch network maintenance on the quantity and quality of runoff from drained boreal peatland forests. https://jukuri.luke.fi/handle/10024/541366 [2022-04-21]

Nieminen, M., Palviainen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Marttila, H. & Finér, L. (2018). A synthesis of the impacts of ditch network maintenance on the quantity and quality of runoff from drained boreal peatland forests. *Ambio*, 47 (5), 523–534.

Pace, M.L. & Cole, J.J. (2002). Synchronous variation of dissolved organic carbon and color in lakes. *Limnology and Oceanography*, 47 (2), 333–342.

Palviainen, M., Peltomaa, E., Laurén, A., Kinnunen, N., Ojala, A., Berninger, F., Zhu, X. & Pumpanen, J. (2022). Water quality and the biodegradability of dissolved organic carbon in drained boreal peatland under different forest harvesting intensities. *Science of The Total Environment*, 806.

Panton, A., Couceiro, F., Fones, G.R. & Purdie, D.A. (2020). The impact of rainfall events, catchment characteristics and estuarine processes on the export of dissolved organic matter from two lowland rivers and their shared estuary. *Science of The Total Environment*, 735.

Ranåker, L., Jönsson, M., Nilsson, P.A. & Brönmark, C. (2012). Effects of brown and turbid water on piscivore–prey fish interactions along a visibility gradient. *Freshwater Biology*, 57 (9), 1761–1768.

Rasmussen, J.B., Godbout, L. & Schallenberg, M. (1989). The humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry. *Limnology and Oceanography*, 34 (7), 1336–1343.

Regan, S., Hynds, P. & Flynn, R. (2017). An overview of dissolved organic carbon in groundwater and implications for drinking water safety. *Hydrogeology Journal*, 25 (4), 959–967.

Sarkkola, S., Hökkä, H., Ahti, E., Koivusalo, H. & Nieminen, M. (2012). Depth of water table prior to ditch network maintenance is a key factor for tree growth response. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27 (7), 649–658.

Seekell, D.A., Lapierre, J.-F., Ask, J., Bergström, A.-K., Deininger, A., Rodríguez, P. & Karlsson, J. (2015). The influence of dissolved organic carbon on primary production in northern lakes. *Limnology and Oceanography*, 60 (4), 1276–1285.

Sikström, U., Jansson, G. & Pettersson, F. (2020). Growth responses of Pinus sylvestris and Picea abies after ditch cleaning – a survey in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 35 (1–2), 69–84.

Škerlep, M., Steiner, E., Axelsson, A.-L. & Kritzberg, E.S. (2020). Afforestation driving long-term surface water browning. *Global Change Biology*, 26 (3), 1390–1399.

SMHI (2022). *Modelldata per område*. https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/ [2022-05-18]

Swedish Standards Institute (SIS) (1997). Vattenundersökningar - Riktlinjer för bestämning av totalt organiskt kol (TOC) och löst organiskt kol (DOC) (SS-EN 1484). Stockholm: SIS.

Swedish Standards Institute (SIS) (2011). Vattenundersökningar - Undersökning och bestämning av färg (ISO 7887:2011). Stockholm: SIS.

Sydvatten (2021). Bolmen. Sydvatten. https://sydvatten.se/var-verksamhet/rapporter-om-ravattentakter/bolmen-3/ [2022-02-20]

Vesely, J. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450 (7169), 537–540.

VISS (2022). VISS. http://viss.lansstyrelsen.se [2022-02-20]

Wang, D., Li, Z., Li, Z., Ma, W. & Nie, X. (2019). Response of organic carbon in drainage ditch water to rainfall events in Zoige Basin in the Qinghai-Tibet Plateau. *Journal of Hydrology*, 579.

Weyhenmeyer, G.A., Müller, R.A., Norman, M. & Tranvik, L.J. (2016). Sensitivity of freshwaters to browning in response to future climate change. *Climatic Change*, 134 (1), 225–239.

Williams, J.G., Armstrong, G., Katopodis, C., Lariniere, M. & Travade, F. (2012). Thinking Like a Fish: A Key Ingredient for Development of Effective Fish Passage Facilities at River Obstructions. *River Research and Applications*, 28 (4), 407–417.

de Wit, H.A., Mulder, J., Hindar, A. & Hole, L. (2007). Long-Term Increase in Dissolved Organic Carbon in Streamwaters in Norway Is Response to Reduced Acid Deposition. *Environmental Science & Technology*, 41 (22), 7706–7713.

de Wit, H.A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G.A., Futter, M.N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D.O., Räike, A., Laudon, H. & Vuorenmaa, J. (2016). Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science & Technology Letters*, 3 (12), 430–435.

# Bilagor

## Sammanfattning av provtagninglokaler

| Lokal | Koordinat | Datum/tid | djup vänster | djup mitten | djup höger | Medeldjup cm | Medelbredd cm | Tvärsnittsarea cm2 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| D1 | N6293683 E412933 | 2022-03-29/ 15:09 | 6,83 | 11,17 | 6,00 | 8,00 | 160,3 | 429,07 |
| D2 | N6293244 E412986 | 2022-03-29/ 14:46 | 11,83 | 17,67 | 19,83 | 16,44 | 70 | 377,67 |
| D4 | N6292616 E414898 | 2022-03-29/ 13:15 | 5,33 | 14,17 | 9,33 | 9,61 | 74 | 267,18 |
| D5 | N6292589 E413714 | 2022-03-29/ 14:05 | 21,33 | 18,67 | 20,67 | 20,22 | 184,6 | 944,65 |
| D6 | N6293004 E415055 | 2022-03-29/ 11:26 | 8,50 | 10,17 | 7,17 | 8,61 | 56,3 | 119,04 |
| D7 | N6293276 E415795 | 2022-03-28/ 11:00 | 6,50 | 13,00 | 6,67 | 8,72 | 145 | 462,40 |
| D8 | N6293480 E416019 | 2022-03-28/ 10:15 | 15,00 | 17,50 | 17,33 | 16,61 | 93 | 461,93 |
| D9 | N6293770 E416308 | 2022-03-28/ 12:24 | 10,83 | 15,00 | 12,17 | 12,67 | 75,6 | 297,47 |
| D10 | N6293642 E416672 | 2022-03-29/ 10:23 | 59,50 | 56,00 | 57,50 | 57,67 | 260 | 5483,00 |
| D11 | N6294132 E416883 | 2022-03-28/ 12:08 | 36,67 | 38,67 | 37,17 | 37,50 | 89,6 | 1575,64 |
| M4 | N6290425 E411077 | 2022-03-29/ 15:51 | | | | | | |
| DM5 | N6292604 E413751 | 2022-03-29/ 14:23 | | | | | | |
| M5 | N6292536 E413733 | 2022-03-29/ 13:43 | | | | | | |
| M6 | N6293044 E415039 | 2022-03-28/ 11:16 | | | | | | |
| M7 | N6293298 E415953 | 2022-03-28/ 09:52 | | | | | | |
| M8 | N6293515 E416058 | 2022-03-28/ 10:45 | | | | | | |
| M9 | N6293701 E416325 | 2022-03-28/ 12:15 | | | | | | |
| M10 | N6293749 E416676 | 2022-03-29/ 10:15 | | | | | | |
| M11 | N6294090 E416948 | 2022-03-28/ 13:30 | | | | | | |
| M12 | N6294554 E417280 | 2022-03-28/ 13:52 | | | | | | |

| Lokal | Typflöde 1stilla 2flöde | Flödeshastighet m/s | pH | Abs 420 nm | DOC mg/l |
|---|---|---|---|---|---|
| D1 | 2 | 26,7 | 6,06 | 0,396 | 9,411 |
| D2 | 2 | 6 | 5,57 | 0,212 | 7,48 |
| D4 | 1 | 1,9 | 6,06 | 0,447 | 10,93 |
| D5 | 2 | 29,4 | 5,98 | 0,283 | 6,398 |
| D6 | 2 | 10,9 | 6,23 | 0,408 | 9,389 |
| D7 | 1 | 0 | 5,58 | 0,617 | 13,09 |
| D8 | 1 | 1,7 | 4,76 | 0,491 | 14,32 |
| D9 | 1 | 0 | 3,95 | 1,064 | 26,88 |
| D10 | 1 | 0 | 4,68 | 0,835 | 19,31 |
| D11 | 1 | 0 | 3,75 | 0,997 | 30,07 |
| M4 | | | 5,3 | 0,356 | 10,75 |
| DM5 | | | 5,05 | 0,288 | 6,545 |
| M5 | | | 5,65 | 0,295 | 7,802 |
| M6 | | | 5,76 | 0,302 | 7,568 |
| M7 | | | 5,92 | 0,31 | 8,179 |
| M8 | | | 5,84 | 0,317 | 6,951 |
| M9 | | | 5,76 | 0,329 | 7,601 |
| M10 | | | 5,81 | 0,339 | 8,144 |
| M11 | | | 5,97 | 0,364 | 8,609 |
| M12 | | | 6,61 | 0,199 | 11,12 |