



En undersökning av Storån, Lillån och Murån i Bolmens avrinningsområde

Projektrapport LONA 2023

Rätt våtmark på rätt plats

Jasmin Borgert
Antonia Liess



Finansiär



Uppdragsgivare



Författare



Medfinansiär

Författare: **Jasmin Borgert** arbetar som forskningsassistent vid Högskolan i Halmstad. Under våren 2023 kommer hon att påbörja en doktorandtjänst inom hydrologi vid Lunds Universitet i samarbete med Sydvatten och Sweden Water Research. Målet med hennes arbete är att genom naturbaserade lösningar bidra till säkring av dricksvattenkvaliteten för framtiden.

Antonia Liess forskar om akvatiska ekosystem. Hennes och våtmarksgruppens forskning handlar om vattenkvalitet, till exempel att åtgärda övergödning och brunifiering av boreala sjöar och vattendrag. Som professor brinner hon för att bevara de akvatiska systemens ekosystemfunktion och att arbeta med naturbaserade lösningar. Hon leder Våtmarkscentrum vid Högskolan i Halmstad och forskningen vid den experimentella våtmarksanläggningen (EVA) utanför Halmstad.

Forskargrupp: Antonia Liess, Högskolan i Halmstad
Stefan Weisner, Högskolan i Halmstad
Josefin Nilsson, Högskolan i Halmstad
Per Magnus Ehde, Högskolan i Halmstad
Jasmin Borgert, Högskolan i Halmstad
Juha Rankinen, Sydvatten, Lagans vattenråd

Uppdragsgivare: Ljungby Kommun

Rapportens utgivningsdatum: 2023-03-01

Finansiärer: Lokala naturvårdssatsningen (LONA)

Medfinansiär: Sydvatten

Ansvarig projektsamordnare: Jasmin Borgert, Högskolan i Halmstad

Projektgrupp: Pernilla Lydén, Ljungby Kommun
Hanna Svanström, Ljungby Kommun
Hanna Palm Johansson, Ljungby Kommun
Rebecca Johansson, Ljungby Kommun
August Bjerkén, Sydvatten
William Lidberg, SLU Umeå
Jan Lannér, Skogsstyrelsen
Clemens Klante, Lund Universitet
Johanna Sjöstedt, Lund Universitet
David Tidefors, Högskolan i Halmstad
Jonathan Ardenstedt, Högskolan i Halmstad
Johan Eliasson, Högskolan i Halmstad
Ida Johansson, Högskolan i Halmstad

Tack för hjälp i fält:

Annie Skarin, Emma Erlandsson och Lovisa Zakari

Andra publikationer inom projektet:

Borgert, J. (2021) Spruce forests and peat wetlands in lake Bolmen's catchment both leak and degrade coloured dissolved organic carbon. Masterexamen. Högskolan i Halmstad.

Eliasson, J. (2022) En undersökning av Murån – brunifiering och orsak. Kandidatexamen. Högskolan i Halmstad.

Johansson, I. (2022) Brunifiering av Murån och dess koppling till nederbörd. Kandidatexamen. Högskolan i Halmstad

Sammanfattning

Sjöar och vattendrag på norra halvklotet blir allt brunare över tid. Processen där vattnet blir brunare kallas brunifiering. Den bruna färgen orsakas främst av löst organisk kol (DOC) och järn. Dessa ämnen släpps från marken till vattnet och processen påverkas bland annat av förändringar i klimatet, försurning och markanvändning. Brunt vatten påverkar ekosystemen och deras ekosystemtjänster genom bland annat minskad primär- och fiskproduktion samt minskat rekreativt värde. Dessutom krävs en behandling för att kunna rena brunt vatten till dricksvatten. Även sjön Bolmen, en av södra Sveriges största sjöar och dricksvattentäkt till Skåne, drabbas av brunifiering.

Syftet med detta projekt är att undersöka varför sjön Bolmen blir brunare och peka ut lämpliga områden i Bolmens avrinningsområde för att implementera naturbaserade lösningar som kan bidra till att motverka brunifieringen. Under hela 2022 togs vattenprover varje månad i tre tillflöden till Bolmen (Storån, Lillån, Murån), samt i dräneringsdiken till Murån. Proverna analyserades för vattenfärg, DOC, järn, pH, konduktivitet och temperatur.

Resultaten visar att Murån har den mörkaste vattenfärgen av de tre tillflödena. Högst färgtal uppmättes vid utloppet av Mörtjesjön i Muråns avrinningsområde. Höga färgtal uppmättes även i Muråns dräneringsdiken. Vattenproverna i Murån hade även de högsta halterna av järn. Årstiderna påverkade vattenfärgen i alla tre tillflödena. Storån var brunast på vintern, Lillån på hösten och Murån på sommaren. I Storån och Lillån sjönk vattenfärgen under sommaren och var lägst i september. I Murån däremot ökade vattenfärgen från maj till juli. Även i augusti uppmättes en hög vattenfärg i Murån.

Eftersom Murån mynnar ut i sjön Bolmen nära Bolmentunnelns intag har dess mörka vatten antagligen en stor påverkan på dricksvattenkvaliteten. Det kan därför vara viktigt att minska Muråns färg för att förbättra råvattenkvaliteten. Vi rekommenderar naturbaserade lösningar för att förlänga vattnets uppehållstid i Muråns avrinningsområde. Möjliga åtgärder kan innefatta pluggning av diken i avrinningsområdet och att åter höja vattennivån i Mörtjesjön (Muråns ursprung). Vidare skulle anläggning av våtmarker mellan diken och Murån respektive Mörtjesjön och Murån öka uppehållstiden i Muråns avrinningsområde.

Innehåll

1 Bakgrund.....	1
1.1 Syfte.....	2
1.2 Frågeställningar	2
2 Metod	3
2.1 Studiedesign	3
2.2 Undersökt avrinningsområde.....	4
2.2 Provtagning och laboratorieanalys.....	7
2.3 Statistisk analys	7
3 Resultat.....	8
3.1 Skillnader mellan provtagningsplatserna	8
3.2 Säsongsvariationer mellan Storån, Lillån och Murån	12
3.3 Skillnader och säsongsvariationer inom Storån, Lillån och Murån	16
3.4 Sjöar i avrinningsområdet: Storåns Flaten, Lillåns Flaten och Muråns Mörtesjö.....	23
3.5 Sunneråsbäcken (Biflöde till Lillån)	24
4 Diskussion	25
5 Slutsats och rekommendationer	28
6 Källor.....	29
Bilaga A.....	31
Bilaga B	32

1 Bakgrund

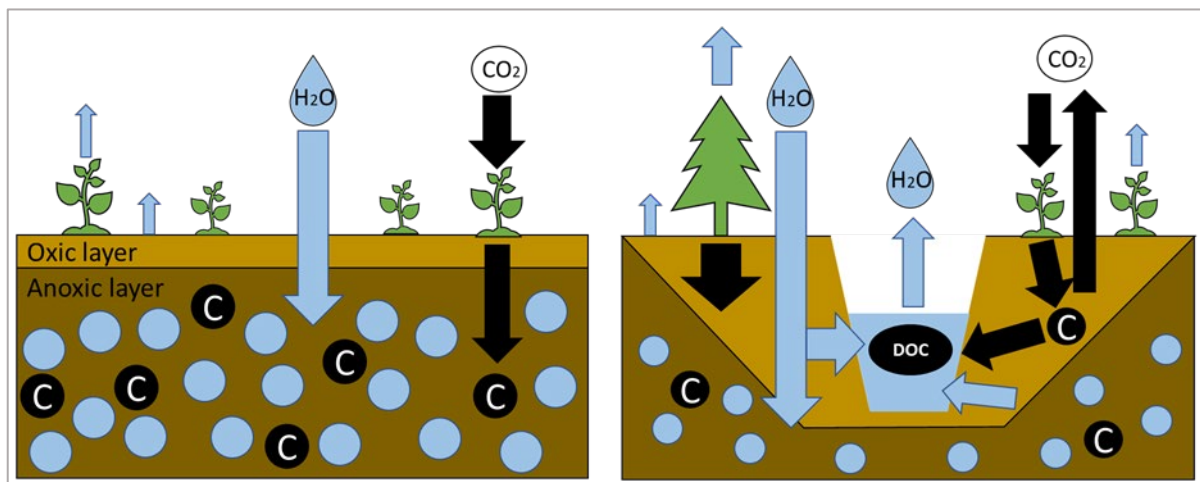
Brunifiering, vilket innebär att floder och sjöar blir brunare, ökar på norra halvklotet (Monteith et al., 2007; Kritzberg et al., 2020). De negativa effekterna av mörkare vattenfärg på ekosystemtjänster inkluderar bland annat minskade rekreations- och turistvärden (Kritzberg et al., 2020), samt förändrat fisk och primärproduktion (Karlsson et al. 2009) och en förskjutning av fiskesamhället från abborre mot mört (van Dorst et al., 2020). Dessutom är många sjöar som påverkas av brunifiering dricksvattenreservoarer. För att uppfylla livsmedelssäkerhetskraven krävs behandling av brunvattnet (Richardson et al., 2007). För att minska brunfärgningen av boreala vattendrag och dess negativa effekter på ekosystem och människor måste vi förstå orsakerna till brunifiering.

Det bruna vattnet orsakas främst av läckage av mörkt löst organiskt kol (DOC) och järn (Weyenmeyer et al., 2014; Lei et al., 2020). Vidare bildar DOC och järn föreningar som absorberar ljus och ökar den mörka vattenfärgen (Canfield et al., 1984; Kritzberg et al., 2012; Lei et al., 2020). Viktiga drivkrafter bakom den förstärkta brunifieringen är klimatförändringar med ökande nederbörd och återhämtning från sura nedfall. Högre nederbörd orsakar mer avrinning av organiskt material från mark till vatten (Laudon et al., 2011; Weyhenmeyer et al., 2014; Sarkkola et al., 2010). Jordar som hade försurats av industriella svavelutsläpp på 70- och 80-talen återhämtar sig, vilket påverkar rörligheten och lösligheten av markbunden DOC och järn (Monteith et al. 2007; Ekström et al. 2011; Björnerås et al., 2017; Meyer-Jacobs et al., 2019). Långtidsdata visade att lufttemperatur och förändring i sulfatdeposition korrelerade signifikant med förändringar i organiskt kol, där varje faktor för sig förklarar förändringen med 65 % och tillsammans upp till 83 % (Lepistö, 2021). Eftersom klimatförändringar och sura nedfall är svåra att påverka lokalt är det viktigt att undersöka andra faktorer som eventuellt kan helt eller delvis åtgärdas lokalt med naturbaserade lösningar.

Förändringar i markanvändningen är en annan viktig drivkraft för brunifiering och i fokus för den senaste tidens brunifieringsdebatt. Sedan 1850-talet har en markant förändring av markanvändningen från jordbruk och naturskog till storskaligt skogsbruk med produktionsskog av gran skett på norra halvklotet (Lindbladh et al., 2014; Finstad et al., 2016; Kritzberg, 2017; Corman et al., 2018; Škerlep et al., 2019). Till följd av produktionsskog är i nuläget det vanligaste trädslaget i södra Sverige granen *Picea abies* (Lindbladh et al., 2014; Finstad et al., 2016). Man har sett att granskog kan vara en av de primära drivkrafterna för brunifiering. De tillför stora mängder DOC till den omgivande jorden, som sedan kan läcka ut stora mängder organiskt material efter kalavverkning (Kritzberg et al., 2017; Škerlep et al., 2020). För att få plats och öka trädttillväxten har storskalig dränering och dikning av våtmarker för skogsbruk skett i Sverige under de senaste 70 åren (Jacks, 2019). Totalt sett dränerades cirka 15 miljoner ha torvmark i boreala och tempererade områden för skogsbruk (Paavilainen och Päivänen, 1995). Dränering av torvmarker och våtmarker har stora effekter på brunifiering: Det ökar nedbrytningen av yttorv, mineralisering av organiskt material samt erosion och sedimenttransport från avrinningsområdet till vattendrag (Ahtiainen och Huttunen, 1999; Stenberg et al., 2015; Miettinen et al., 2020). Eftersom dränering tycks öka läckaget av organiskt material till vattendrag, är det relevant att ytterligare förstå effekten av dikning på brunfärgning.

Nyligen genomförda undersökningar fann ett positivt samband mellan andelen artificiellt dränerad markyta i avrinningsområdet och organiskt kolflöde. Man kunde även se att halterna av organiskt kol i vattnet korrelerade positivt med andelen torvmark i avrinningsområdet (Asmala et al., 2019; Finér et al., 2021; Nieminen et al., 2021). Dikningseffekterna var starkast i områden med hög torvhalt i marken,

på grund av stark dikningsintensitet kopplat till markens fuktighet samt den höga avlagringen av kol och järn i torvmarker (Estlander et al., 2021). Med ett djup på cirka 0,5-1 m ökar dikena vattenlandförbindelserna och kan till och med nå mineral- och järnrika jordlager (Hökkä et al., 2017; Nieminen et al., 2018). Dikning förstärker oxiska förhållanden där interaktioner mellan järn och organiskt material håller järn i lösning, vilket gör järnet mer känsligt för markläckage och därför ökar brunfärgningen (Weyhenmeyer et al., 2014; Estlander et al., 2021). Dikning ökar dessutom vegetationens evapotranspiration, vilket leder till djupare oxiderade torvlager i äldre skogar som växer på gammal torvmark, jämfört med skogar på nyligen dränerade områden (Sarkkola et al., 2010). Figur 1 visualiserar förhållandena vid naturliga och dränerade våtmarker. För att förstå vilka åtgärder som minskar brunifiering i sjöar är det viktigt att undersöka dikena i avrinningsområdet.



Figur 1: Förhållanden vid (a) naturlig våtmark och (b) dränerad våtmark. De blåa pilarna representerar vattenflöden. De svarta pilarna representerar flöden av kol.

Vår forskning fokuserar på avrinningsområdet av sjön Bolmen, södra Sveriges största sjö. Bolmens avrinningsområde består huvudsakligen av granskogar och våtmarker. De flesta naturliga våtmarker i avrinningsområdet är belägna på torvmarker. Stora områden i avrinningsområdet har dränerats genom dikning för jord- och skogsbruk. Sedan färgmätningar av Bolmen startade 1987 har brunifieringen ökat stadigt. Bolmen tillhandahåller dricksvatten till 500 000 invånare i Skåne via den 82 km långa Bolmentunneln (Svenska vatten- och avloppsföreningen, 2020), och därmed ökar brunifieringen av sjön kostnaderna för södra Sveriges dricksvattenförsörjning.

1.1 Syfte

Vi ska undersöka varför sjön Bolmen blir allt brunare och peka ut lämpliga områden i Bolmens avrinningsområde för att implementera naturbaserade lösningar (återvätnings genom dikespluggning, konstruerade våtmarker och sjöhöjning/restaurering) som kan motverka brunifieringen.

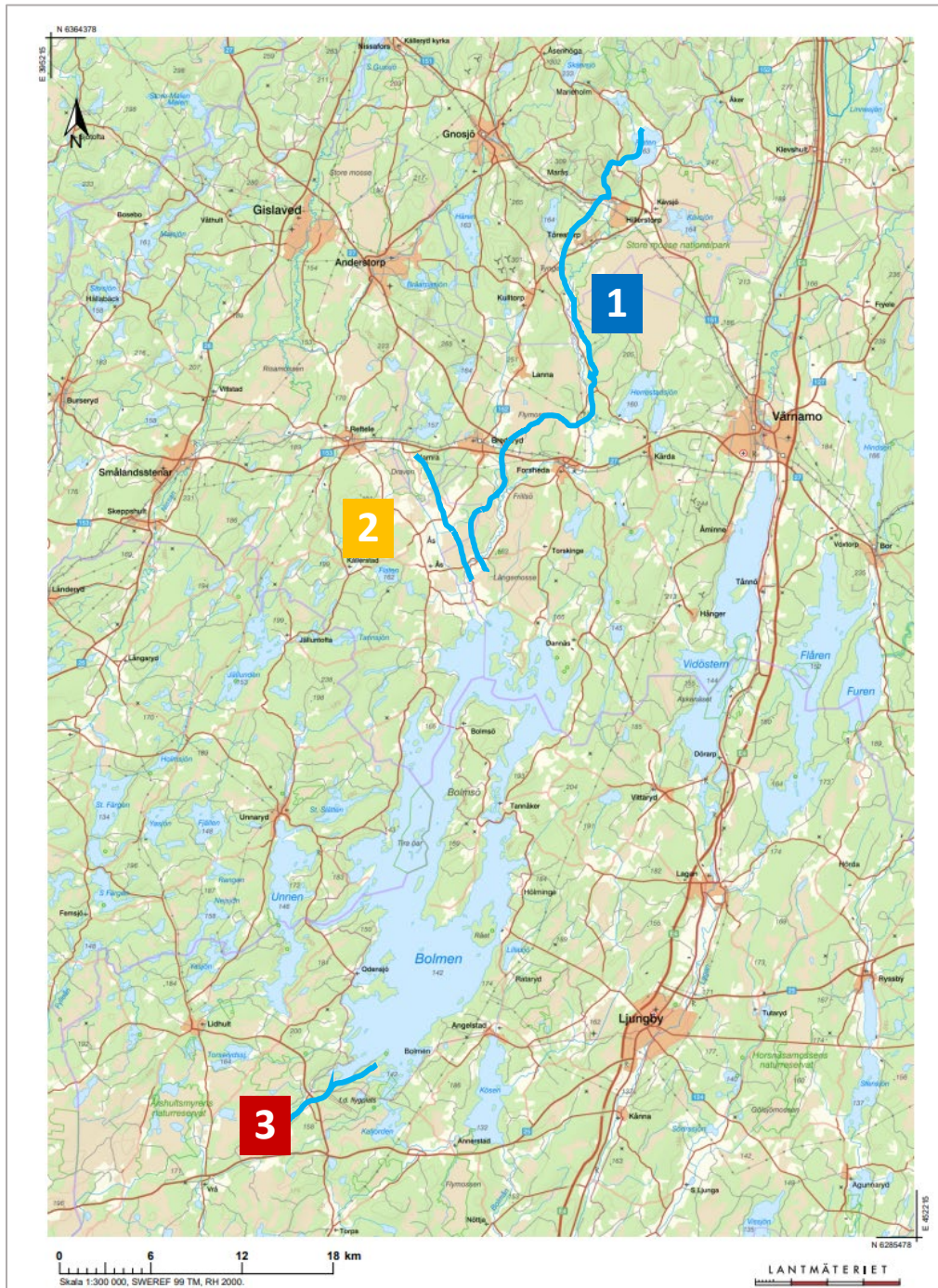
1.2 Frågeställningar

1. Hur skiljer sig Bolmens tillflöden Storån, Lillån och Murån med hänsyn till brunifieringsrelaterade parametrar?
2. Hur påverkar årstider vattenfärgen i Bolmens tillflöden?

2 Metod

2.1 Studiedesign

Vi har genomfört en ettårig fältundersökning i Bolmens avrinningsområde i sydvästra Sverige för att övervaka effekterna av granskogar och dikning av torvvåtmarker på brunifiering under alla årstider. Provtagningen pågick mellan januari och november 2022. Projektet undersöker vattenfärg, löst organiskt kol (DOC) och järn i tre tillflöden till Bolmen: Storån, Lillån och Murån. Vidare hittade vi djupa dräneringsdiken i Muråns avrinningsområde, även dessa inkluderades i undersökningen. Figur 2.1 visar en karta över sjön Bolmen med de tre undersökta tillflödens lägen.

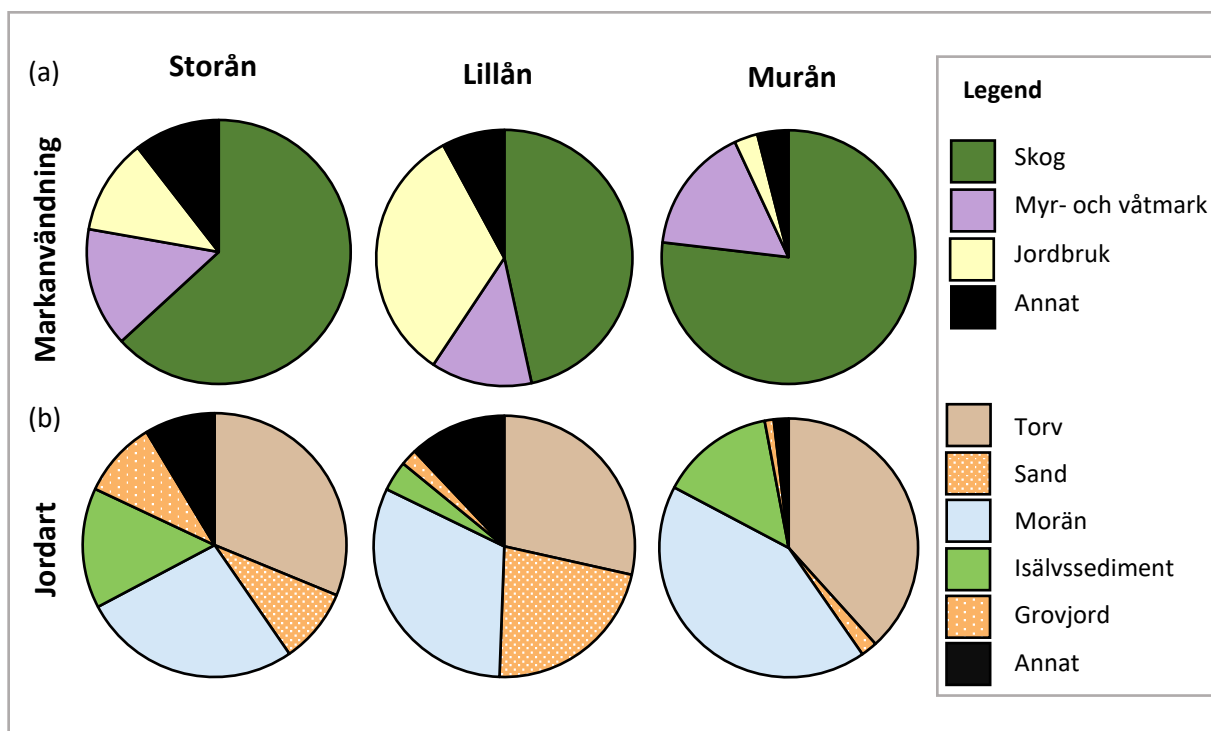


Figur 2.1 Karta över Bolmen med (1) Storån, (2) Lillån och (3) Murån.

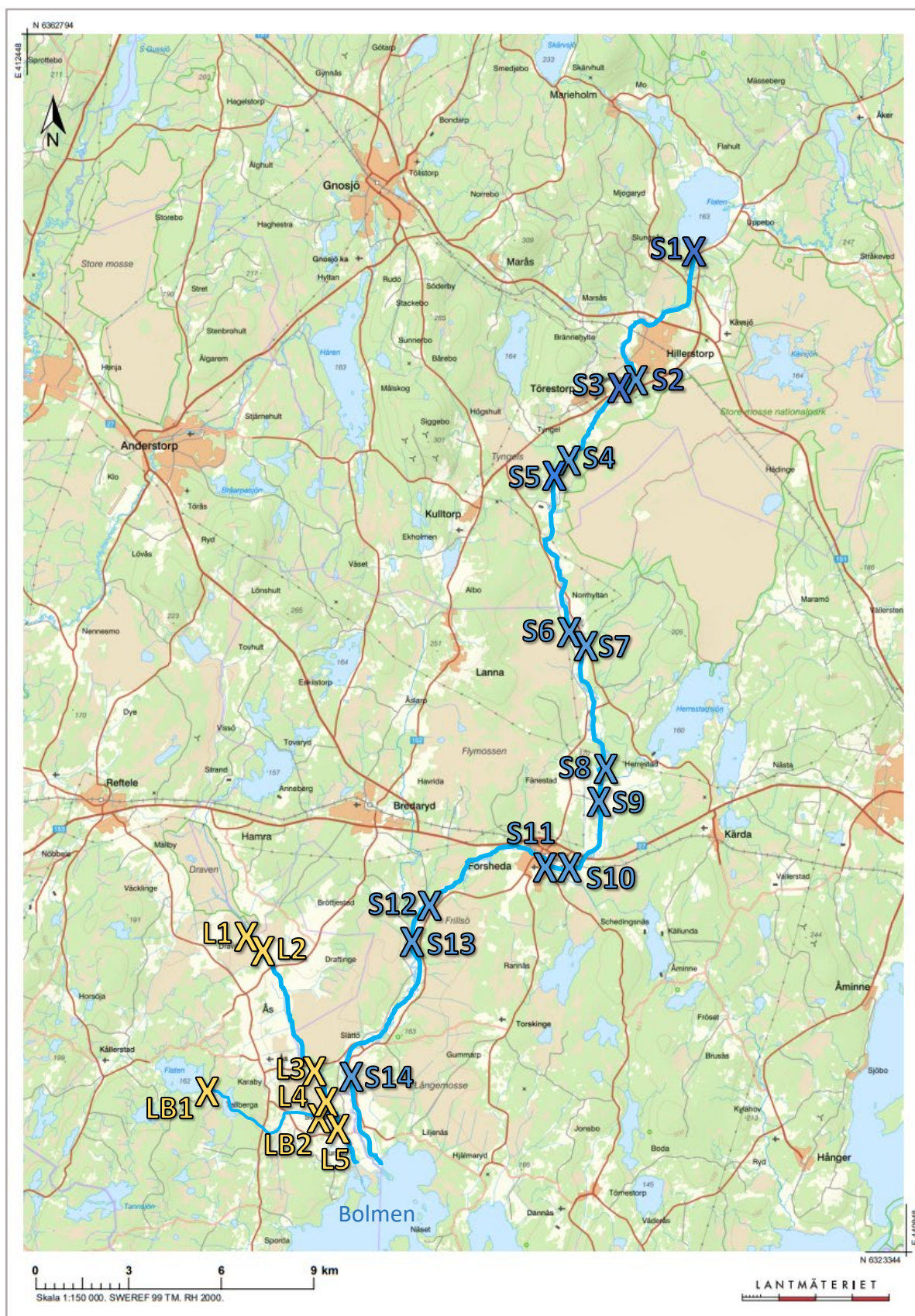
2.2 Undersökt avrinningsområde

Sjön Bolmen i Småland är södra Sveriges största sjö och har en yta på 184 km². Dess vatten transporteras genom den 82 km långa Bolmen Tunneln till Skåne, där det är den stora råvattenkällan för dricksvatten (Svenska vatten- och avloppsföreningen, 2020). Bolmens avrinningsområde på 422,93 km² ingår i Lagans huvudavrinningsområde och består främst av produktionsskogar och våtmarker. Markanvändningen i Storåns och Muråns avrinningsområde domineras av skog. Lillåns avrinningsområde domineras av skog och jordbruk. Av de tre tillflöden har Murån den procentuell högsta andelen skog i avrinningsområdet. Figur 2.2.1 (a) visar den procentuella markanvändningen i varje avrinningsområde. De dominerande jordartarna i Storåns och Muråns avrinningsområde är torv och morän. Lillåns avrinningsområde domineras av torv, sand och morän. Figur 2.2.1 (b) visar procentuella andelen av de olika jordarterna i varje avrinningsområde.

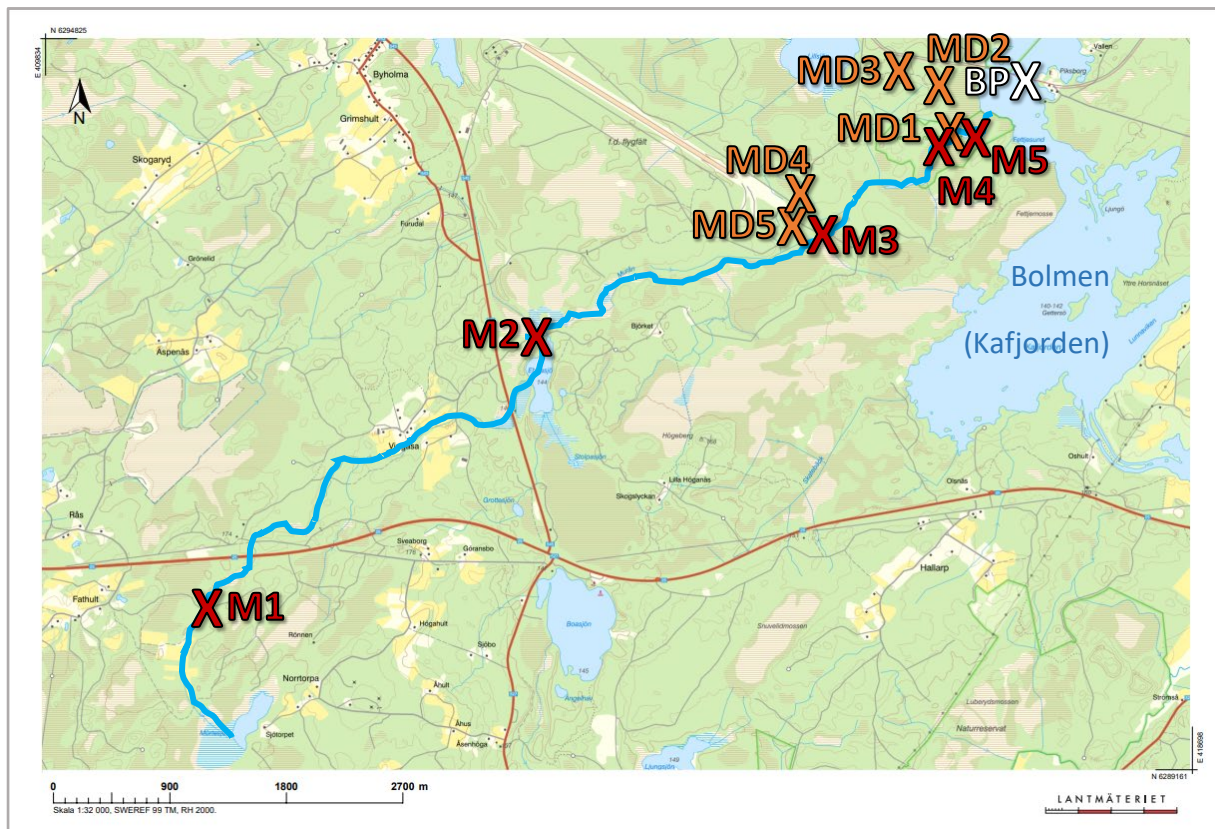
Sammanlagt provtogs 32 platser varav 14 ligger i Storån, 7 i Lillån, 10 i Muråns avrinningsområde och en i Bolmen (Piksborg vid Kafjorden) nära intaget till Bolmentunneln. I Storån och Lillån togs proverna vid inflöde och utflöde till varje delavrinningsområde enligt SMHI (2023). Dessutom togs prover vid inflöde och utflöde till avrinningsområdet av Lillåns biflöde Sunneråsbäcken (LB1 och LB2). Provtagningsplatserna i Murån spreds ut längs med Murån och valdes efter tillgänglighet. I Muråns avrinningsområde togs även prover på olika diken (MD1-5). I varje avrinningsområde togs prover vid utloppet av sjöar. I Storåns avrinningsområde togs ett prov vid Flaten (S1), i Lillåns avrinningsområde togs ett prov vid Flaten (LB1) och i Muråns avrinningsområde togs ett prov vid Mörtesjön (M1). Figur 2.2.2 visar en karta över provtagningsplatser i Storåns och Lillåns avrinningsområden. Figur 2.2.3 visar en karta över provtagningsplatser i Muråns avrinningsområde och vid Piksborg i Bolmen. Koordinaterna för provtagningen platser såväl som platsegenskaper sammanfattas i bilaga A. Information om delavrinningsområden sammanfattas i bilaga B.



Figur 2.2.1 Markanvändning och jordarter i de olika biflodernas avrinningsområden enligt SMHI (2023). "Annat" i markanvändning sammanfattar kategorier som är mindre än 7 %. "Annat" i jordart sammanfattar kategorier som är mindre än 7,5 %.



Figur 2.2.2 Karta över Storåns och Lillåns avrinningsområden. S1-14 (blå) ligger vid Storån. L1-5 (gul) ligger vid Lillån. S1 ligger vid utloppet av sjön Flaten i Storåns avrinningsområde. LB1 och LB2 hör till Lillåns biflöde Sunneråsbäcken. LB1 är utloppet till sjön Flaten i Lillåns avrinningsområde.



Figur 2.2.3 Karta över Muråns avrinningsområde. M1-5 (röd) ligger vid Murån. MD1-5 (orange) är diken. BP (vit) är provtagningsplatsen i Bolmen vid Piksborg. M1 är nära utloppet till Mörtesjön.

2.2 Provtagning och laboratorieanalys

Samtliga 32 lokaler provtogs en gång i månaden. Provtagningsdatum och tid dokumenterades i fältprotokoll. Dessutom dokumenterades resultat för pH, temperatur och konduktivitet som mätts i fält med en HANNA multimeter (HI-9811). Vatten för analyserna hämtades i en 1 L plastbägare på en pinne från en vegetationsfri zon ungefär 50 cm djup. Fyra 25 ml plastbehållare fylldes med vatten för senare laboratorieanalys av DOC och vattenfärg. För järnprovtagningen fylldes en 50 ml glasbehållare, i vilken 1 ml 50 % salpetersyra hade tillsatts tidigare för konservering. Vattenproverna förvarades omedelbart i en kylväska med kylklampar och sedan i en 4°C kyl på laboratoriet fram till analys. Proverna filtrerades enligt standarder med ett 0,45 µm sprutfilter före analys.

Analyserna utfördes i laboratoriet vid Högskolan i Halmstad inom ungefär en vecka efter provtagning. DOC analysen utfördes på en totalanalysator för organiskt kol, TOC-L (SHIMADZU /Tokyo/Japan) enligt SS-EN1484. Enligt litteraturen (Weyhenmeyer et al., 2014) för vattenfärgsbestämning mättes absorbansen i en 5 cm kyvett vid 420 nm med en UV-spektrofotometer, UV-1800 (SHIMADZU/Tokyo, Japan). Järnanalysen utfördes på Atomic Absorption Spectrometer, SpectraAA-100 (Varian/Victoria/Australien) enligt SS028152. Instrumentet kalibrerades med järnstandard av 0, 0,5, 1, 2 och 5 mg/L.

2.3 Statistisk analys

Mätvärden för vattenfärg (absorbans vid 420 nm), DOC och järnkoncentration var inte normalfördelade (Kolmogorov-Smirnov-test; $p > 0,05$). För att analysera om vattenfärgen är beroende av DOC och järnkoncentration utfördes en linjär regression. En Spearman rank korrelation utfördes för att ta reda på om det finns ett samband mellan DOC och järnkoncentration. För att ta reda på om det finns skillnader i absorbans, DOC och järnkoncentration mellan de olika biflödena utfördes ett Kruskal-Wallis-test. Mann-Whitney U-tester utfördes för att beräkna skillnaderna mellan grupperna. Statistisk signifikans uppnåddes vid $p \leq 0,05$. Alla statistiska analyser utfördes på IBM SPSS Statistics 26.

3 Resultat

3.1 Skillnader mellan provtagningsplatserna

Vattenfärgen, DOC, järnkonzentration, pH och konduktivitet skiljer sig signifikant mellan de olika provtagningsplatserna (Kruskal-Wallis test, $p < 0,001$). Tabell 3.1.1 sammanfattar antal mätvärden (N), median och intervall för vattenfärg, DOC och järnkonzentration. Vattenkemi på de olika provtagningsplatserna och samband mellan variablerna beskrivs närmare nedan. Figur 3.1.1 visar medelvärde med ett standardfel för de olika parametrarna till respektive provtagningsplats. Figur 3.1.2 visar samband mellan vattenfärg, DOC och järnkonzentration.

Tabell 3.1.1: N, median och intervall för vattenfärg, DOC och järn koncentrationer, pH och konduktivitet. Värdet för Bolmen (Piksborg) visas som jämförelse.

Provtagningsplats	Vattenfärg (abs 420nm)		DOC (mg/L)		Järn (mg/L)		pH		Konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	
	N	Median (intervall)	N	Median (intervall)	N	Median (intervall)	N	Median (intervall)	N	Median (intervall)
Storån	154	0,34 (0,397)	154	14,11 (15,35)	84	1,15 (2,40)	139	6,6 (2,0)	126	80 (150)
Lillån	55	0,44 (0,72)	55	19,31 (29,73)	30	1,28 (1,28)	50	6,6 (2,4)	45	110 (100)
Murån	55	0,61 (2,71)	55	16,01 (46,88)	30	3,01 (11,16)	50	5,9 (2,5)	45	70 (80)
Diken Murån	30	1,00 (2,38)	29	26,60 (121,62)	6	2,33 (2,47)	25	4,9 (2,5)	22	65 (210)
Bolmen (Piksborg)	10	0,19 (0,24)	10	11,32 (3,26)	6	0,28 (0,29)	9	6,8 (0,7)	8	60 (30)

Vattenfärg

Bland de tre åarna hade Murån betydligt mörkare vattenfärg än både Storån och Lillån (Mann-Whitney U test, $p < 0,001$). Storån hade den signifikant lägsta vattenfärgen (Mann-Whitney U test, $p < 0,001$). Vattenfärgen var signifikant högre i diken än i de tre undersökta åarna (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$).

DOC

Lillån hade signifikant högre DOC koncentrationer än Storån och Murån (Mann-Whitney U test, $p < 0,001$). DOC koncentrationerna var signifikant högre i diken jämfört med de tre undersökta åarna (Mann-Whitney U test, $p < 0,001$ och $0,003$).

Järn

Järnhalterna var signifikant högre i Murån jämfört med de andra provtagningsplatserna (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$). Inga signifikanta skillnader i järnkonzentrationer upptäcktes mellan respektive Murån och Muråns diken eller Storån och Lillån.

pH

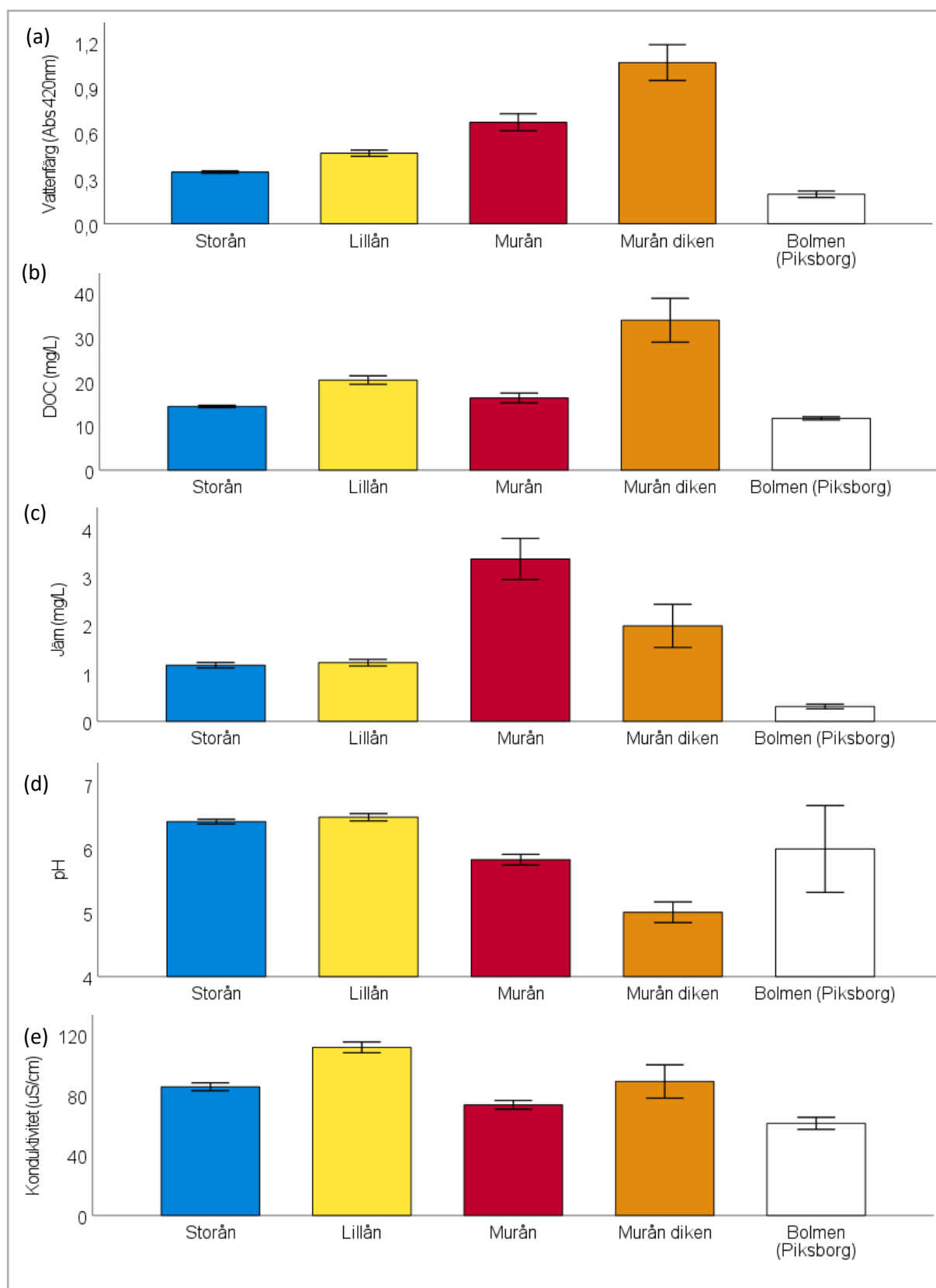
pH värdet var signifikant lägre i Murån än i Storån och Lillån (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$). Lägsta pH av alla provtagningsplatserna är i Muråns diken (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$). Mellan Storån och Lillån fanns inga skillnader i pH.

Konduktivitet

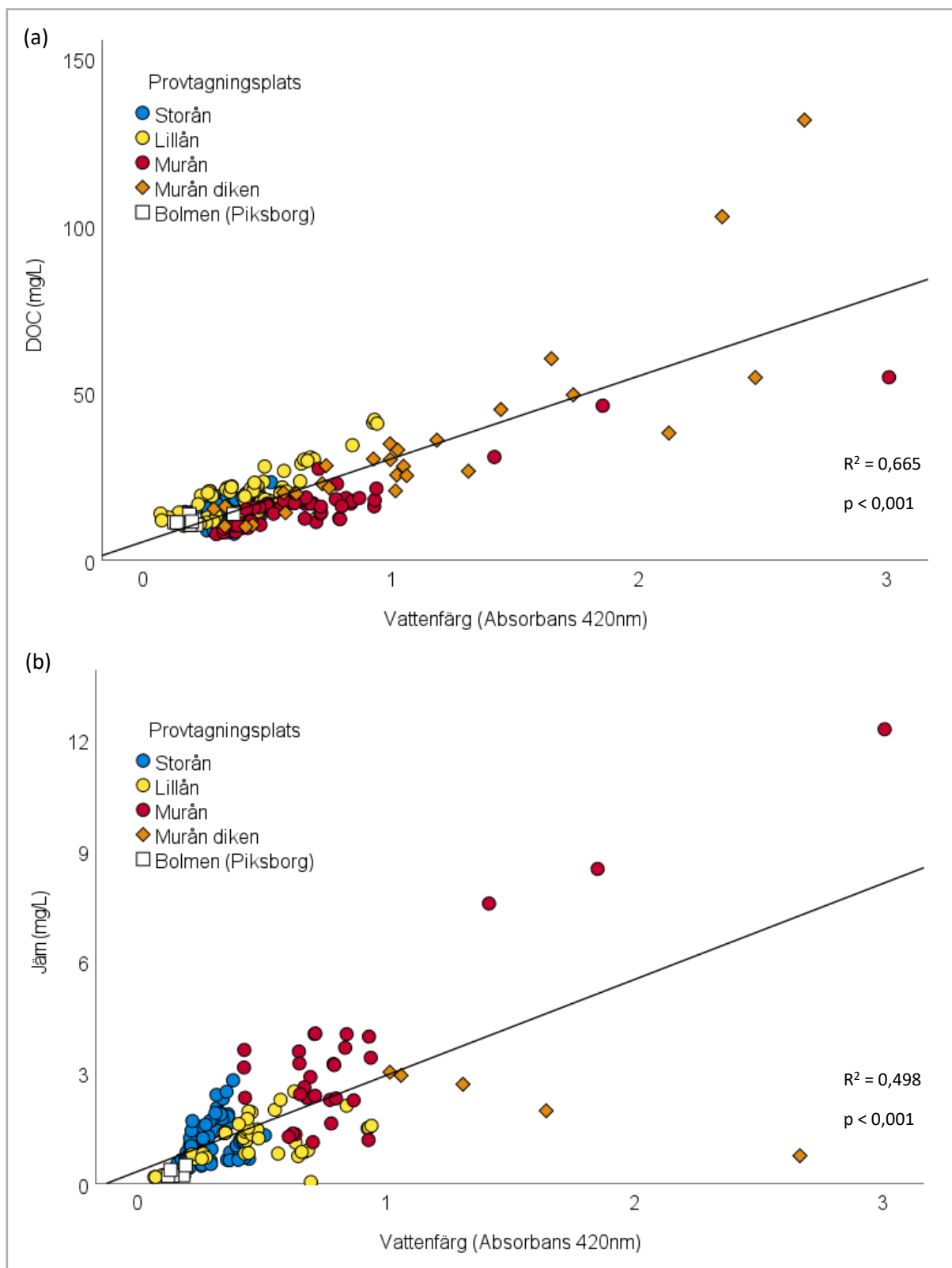
Konduktiviteten var signifikant högre i Storån jämfört med Lillån och Murån (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$ resp. $0,034$). Murån hade signifikant lägre konduktivitet än Lillån (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$). Även diken hade signifikant lägre konduktivitet än Murån (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$). Inga signifikanta skillnader i konduktivitet upptäcktes mellan respektive Storån och diken eller Murån och diken.

Samband mellan vattenfärg, DOC, järn och pH

Vattenfärgen var signifikant beroende av DOC-koncentrationer (Fig. 3.1.2 (a); Linjär regression, $R^2 = 0,67$; $F = 64$; $p < 0,001$). Vattenfärgen var signifikant beroende av järnkonzentrationer (fig. 3.1.2 (b); linjär regression, $R^2 = 0,50$; $F = 164$; $p < 0,001$). Det fanns en signifikant korrelation mellan DOC- och järnkonzentrationer (Spearman rank korrelation, $r = 0,18$; $p = 0,019$). Järnkonzentrationen korrelerade signifikant med pH (Spearman rank korrelation, $r = -0,26$; $p < 0,001$).



Figur 3.1.1: Medelvärde och ett standardfel till varje provtagningsplats för (a) vattenfärg (absorbans 420 nm), (b) DOC (mg/L), (c) järn (mg/L), (d) pH och (e) konduktivitet (µS/cm). Värdet för Bolmen (Piksborg) visas som jämförelse.



Figur 3.1.2: Samband mellan (a) vattenfärg (absorbans 420nm) och DOC (mg/L) och (b) vattenfärg (absorbans 420nm) och järn (mg/L). De olika färgerna visar provtagningsplatserna. Värdet för Bolmen (Piksborg) visas som jämförelse.

3.2 Säsongsvariationer mellan Storån, Lillån och Murån

Storån, Lillån och Murån följde olika trender i variation mellan säsongerna för vattenfärg, DOC och järnkoncentrationer, samt pH och konduktivitet. Figur 3.2.1 visar säsongsvariationerna för respektive vattenfärg, DOC och järnkoncentrationer, samt pH, konduktivitet och temperatur. Nedan beskrivs variationerna för respektive variabel.

Vattenfärg

Storån hade den högsta vattenfärgen i februari och den lägsta i september. Vattenfärgen började högt i januari och steg ytterligare i februari. Färgen sjönk sedan stegvis till maj. Sedan kom en lätt ökning i juni som inte ändrades i juli. I september sjönk vattenfärgen till det lägsta värdet. Därefter kom en kraftig förhöjning i oktober som fortsatte till november (Fig. 3.2.1 (a)).

Lillån hade den högsta vattenfärgen i oktober och den lägsta i september. Vattenfärgen steg mellan januari och februari. Sedan blev färgtalet lägre i mars, steg igen i april och sjönk igen i maj. Till juli ökade vattenfärgen. Därefter sjönk färgtalet till det lägsta mätta medelvärdet i september. I oktober steg vattenfärgen till Lillåns maximum och sjönk igen i november (Fig. 3.2.1 (a)).

Murån hade den högsta vattenfärgen i juli och den lägsta i mars. Vattenfärgen i Murån minskade mellan januari och mars. Sedan ökade den kraftigt mellan maj och juni och nådde sin topp i juli. Därefter sjönk vattenfärgen fram till september, sedan ökade vattenfärgen i oktober och sjönk igen i november (Fig. 3.2.1 (a)).

DOC

Storån hade den högsta DOC koncentrationen i november och den lägsta i juni. DOC halterna sjönk från januari till lägsta värdet i juni. Sedan ökade koncentrationerna kraftig i juli. I augusti sjönk koncentrationerna igen. Därefter ökade DOC koncentrationerna till det högsta mätta värdet i november. Lillån hade den högsta DOC halten i oktober och den lägsta i mars (Fig. 3.2.1 (b)).

Lillån hade den högsta DOC koncentrationen i oktober och den lägsta i mars. DOC halterna ökade från januari till februari och sjönk sedan till den lägsta koncentrationen i mars. Fram till maj ökade DOC halterna lätt. Därefter följde en svag minskning i juni. DOC koncentrationerna öka starkt i juli och sjönk i små steg till september. I oktober skedde en kraftig ökning av DOC halterna som sedan sjönk igen i november (Fig. 3.2.1 (b)).

Murån hade de högsta DOC halterna i juli och de lägsta i mars. DOC koncentrationen sjönk lätt från januari till februari och minskade sedan kraftig till lägsta värdet i mars. Fram till maj ökade DOC halterna i små steg och sedan kraftig fram tills den nådde sin topp i juli. I augusti och september sjönk DOC koncentrationerna. I oktober och november ökade DOC koncentrationerna (Fig. 3.2.1 (b)).

Järn

Storån hade den högsta järnkoncentrationen i juli och den lägsta i september. Järnkoncentrationen steg från mars till toppen i juli. Sedan sjönk järnhalten kraftig till lägsta uppmätta värdet i september. Fram till november ökade järnkoncentrationerna igen (Fig. 3.2.1 (c)).

Lillån hade högsta järnkoncentrationer i juli och de lägsta i september. Järnkoncentrationerna ökade från mars till juli. Sedan sjönk järnhalterna kraftig till lägsta uppmätta värdet i september. Därefter skedde en kraftig ökning i oktober igen, följd av en kraftig förminskning i november (Fig. 3.2.1 (c)).

I Murån var järnkoncentrationerna högst i juli och lägst i mars. Järnhalterna ökade först lite och sedan kraftig mellan lägsta uppmätta värdet i mars och toppen i juli. Fram till november sjönk järnhalterna kraftig (Fig. 3.2.1 (c)).

pH

Storån hade högst pH värde mellan april och september och lägst pH i januari. pH värdet ökade kraftigt mellan januari och april. Sedan skedde inga större förändringar fram till och med september. I oktober blev Storån lätt surare. I november steg pH värdet igen (Fig. 3.2.2 (a)).

Lillån hade högst pH värde i juni och juli och lägsta i januari. pH värdet i Lillån ökade kraftig mellan januari och juni. Ingen större förändring skedde i juli. Sedan blev Lillån lätt surare och ökade i pH igen i september. I oktober föll pH värdet men steg lätt igen i november igen (Fig. 3.2.2 (a)).

Murån hade högst pH värde i september och den lägsta i januari. Mellan januari och april ökade pH värdet kraftig. I maj blev Murån surare och sedan ökade pH igen i juni. Efter en pH förminskning i juli ökade värdet stegvis fram till toppen i september. I oktober minskade Ph värdet kraftig och sjönk ytterlige ett steg i november (Fig. 3.2.2 (a)).

Konduktivitet

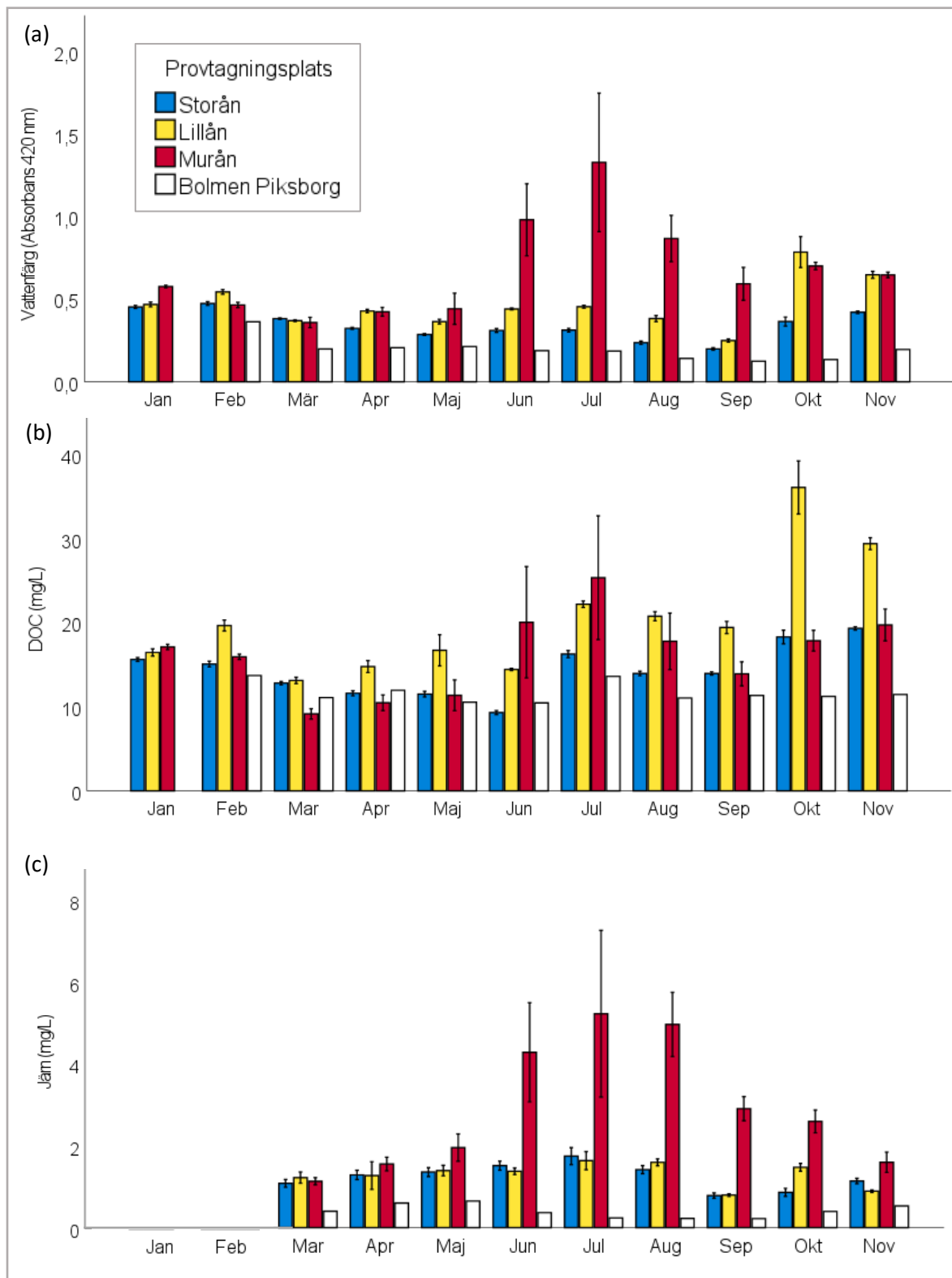
Storån hade den högsta konduktiviteten i september och den lägsta i april. Konduktiviteten minskade mellan januari och mars, där lägsta konduktiviteten uppmättes. Sedan ökade konduktiviteten stegvis fram till toppen i september. I oktober minskade konduktiviteten kraftig och steg lätt i november (Fig. 3.2.2 (b)).

Lillån hade den högsta konduktiviteten i augusti och den lägsta i januari. Konduktiviteten steg mellan januari och maj. I juni sjönk konduktiviteten. Sedan skedde en stegvis ökning fram till toppen i augusti. Konduktiviteten minskade sedan i september. Efter en liten ökning i oktober minskade konduktiviteten igen i november (Fig. 3.2.2 (b)).

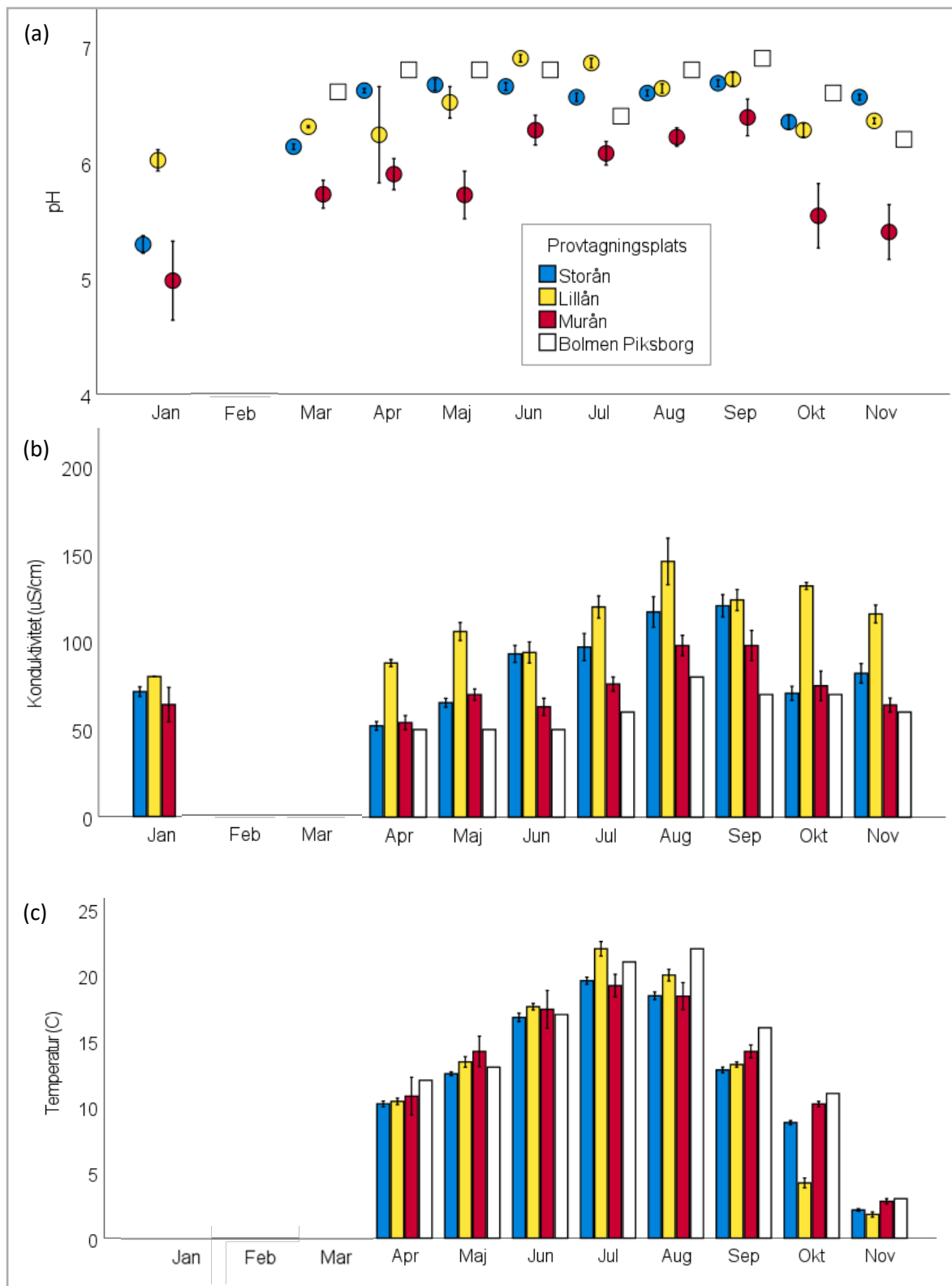
Murån hade den högsta konduktiviteten i augusti och september. Lägsta konduktiviteten mättes i april. Konduktiviteten sjönk mellan januari och april. I maj ökade konduktiviteten. Efter en förminskning av konduktiviteten i juni steg den stegvis fram till toppen i augusti och september. Fram till november minskade konduktiviteten igen (Fig. 3.2.2 (b)).

Temperatur

Storån, Lillån och Murån hade den högsta mätta temperaturen i juli och den lägsta i november. I de tre tillflöden ökade temperaturen stegvis från april till juli. Sedan sjönk temperaturen stegvis till november. I april, maj, september, oktober och november hade Murån den högsta temperaturen av de tre åarna. I juni, juli och augusti hade Lillån den högsta temperaturen. I april, juli, augusti, september, oktober och november har Murån en lägre temperatur än Bolmen vid Piksborg. I maj och juni är Muråns vattentemperatur högre än Bolmen vid Piksborg. Figur 3.2.2 (c) visar variationerna i vattenfärg för respektive månad och provtagningsplats.



Figur 3.2.1 Medelvärde med standardfel (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L) och (c) järn (mg/L) för varje provtagningsplats i månaderna januari – november. Värdet för Bolmen (Piksborg) visas som jämförelse.



Figur 3.2.2 Medelvärden för pH, konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) och temperatur ($^{\circ}\text{C}$) för varje provtagningsplats. Värdet för Bolmen (Piksborg) visas som jämförelse.

3.3 Skillnader och säsongvariationer inom Storån, Lillån och Murån

Storån

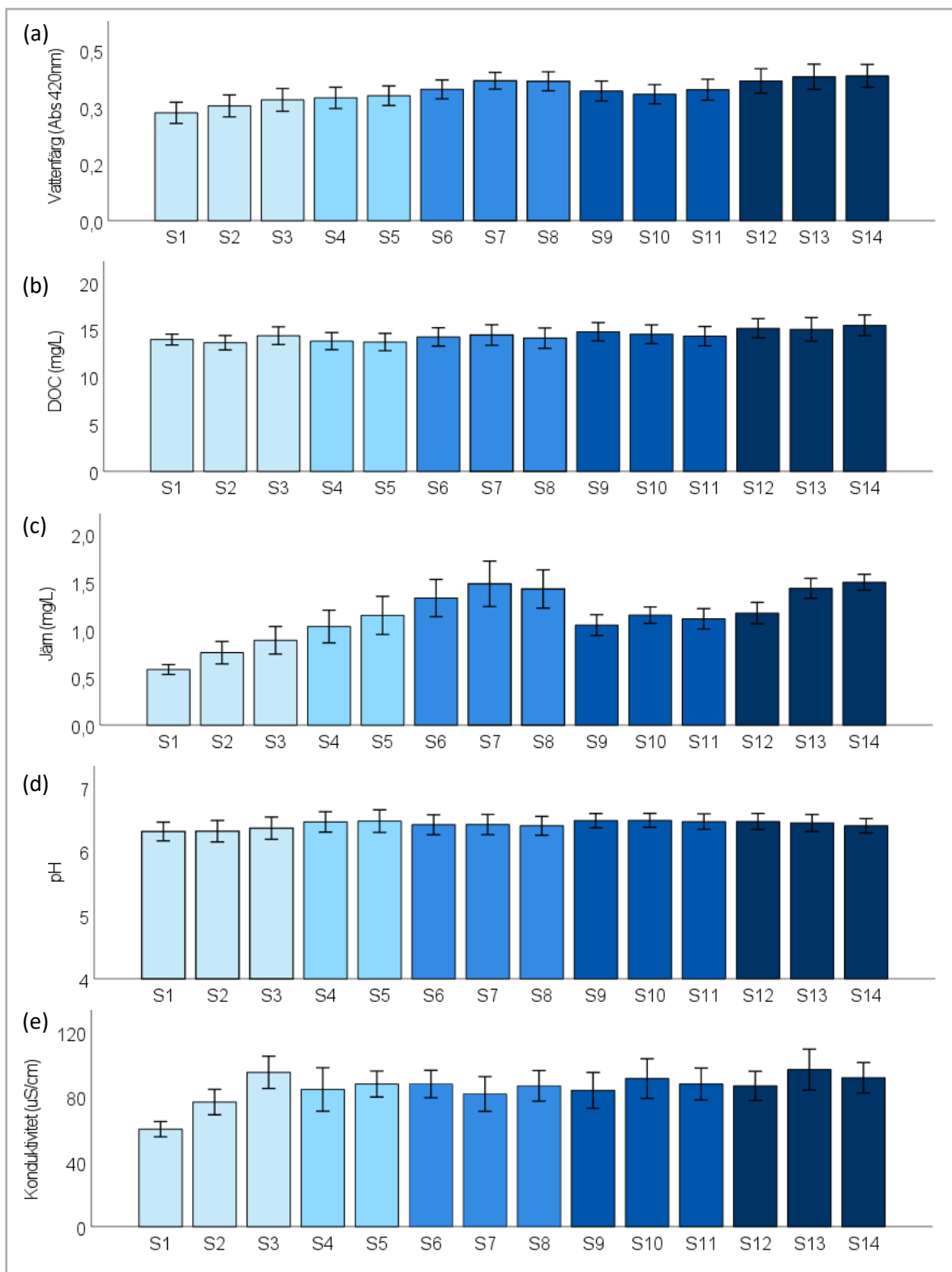
Mellan de 14 provtagningsplatserna i Storån fanns det signifikanta skillnader i järnkoncentrationen (kruskal-Wallis test; $p < 0,001$). Inga signifikanta skillnader fanns i vattenfärg, DOC koncentration, pH eller konduktivitet (Kruskal Wallis test; $p = 0,393$; $p = 0,993$; $p = 0,860$; $p = 0,613$ respektive). Figur 3.3.1 visar medelvärde med ett standardfel för vattenfärg, DOC, järnkoncentration, pH och konduktivitet för varje provtagningsplats. Säsongvariationerna av vattenfärg, DOC, järnkoncentrationerna samt pH och konduktivitet visas med fem representativa provtagningsplatser S1, S4, S7, S10 och S14 i figur 3.3.2.

Lillån

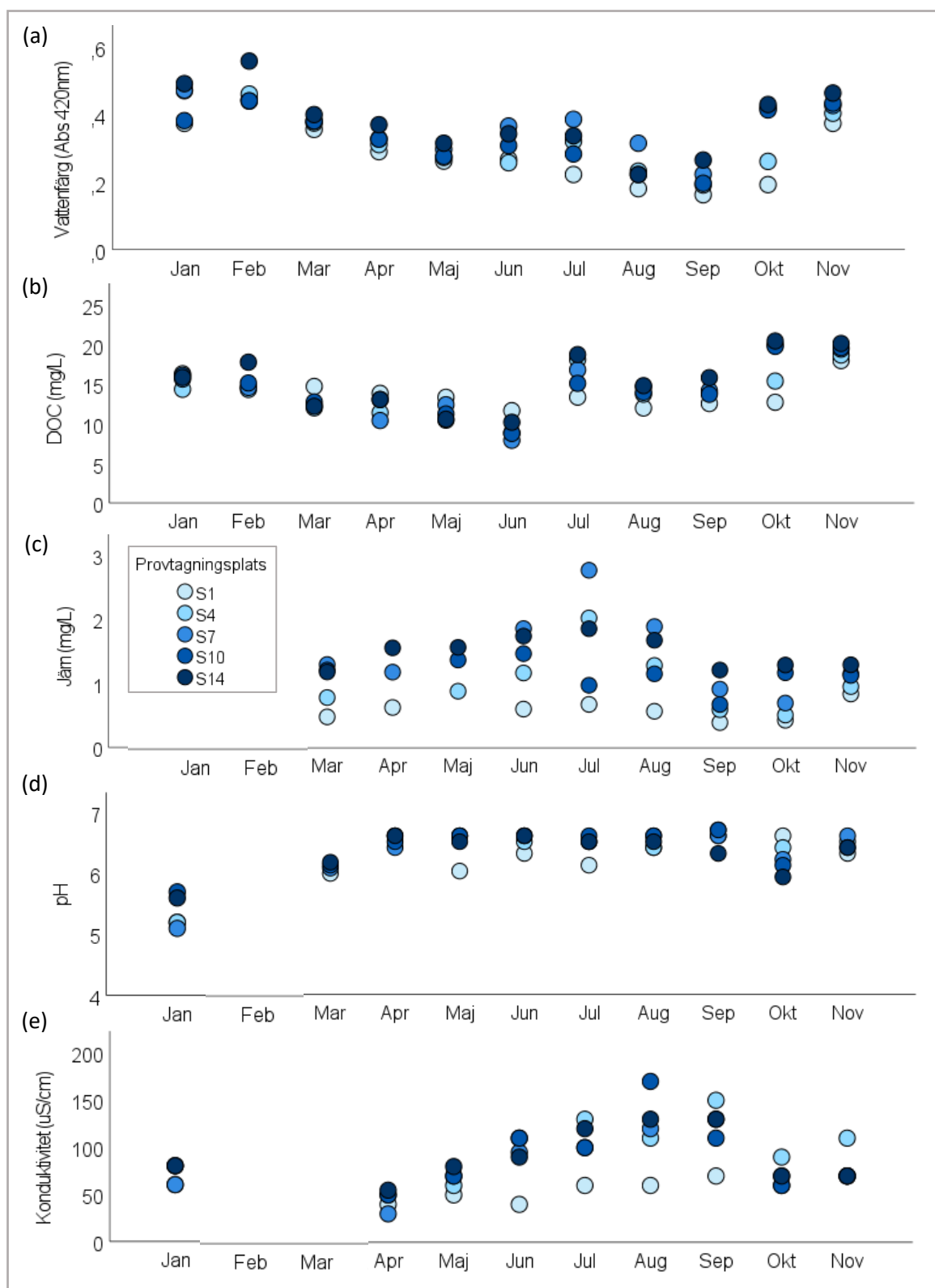
Mellan de fem provtagningsplatserna längs Lillån fanns det inga signifikanta skillnader i vattenfärg, DOC och järnkoncentrationer, pH och konduktivitet (Kruskal Wallis test; $p = 0,938$; $p = 0,991$; $p = 0,792$; $p = 0,899$; $p = 0,539$ respektive). Figur 3.3.3 visar medelvärde med ett standardfel för vattenfärg, DOC och järnkoncentrationer, pH och konduktivitet för varje provtagningsplats. Säsongvariationerna för provtagningsplatserna i Lillån visas i figur 3.3.4.

Murån

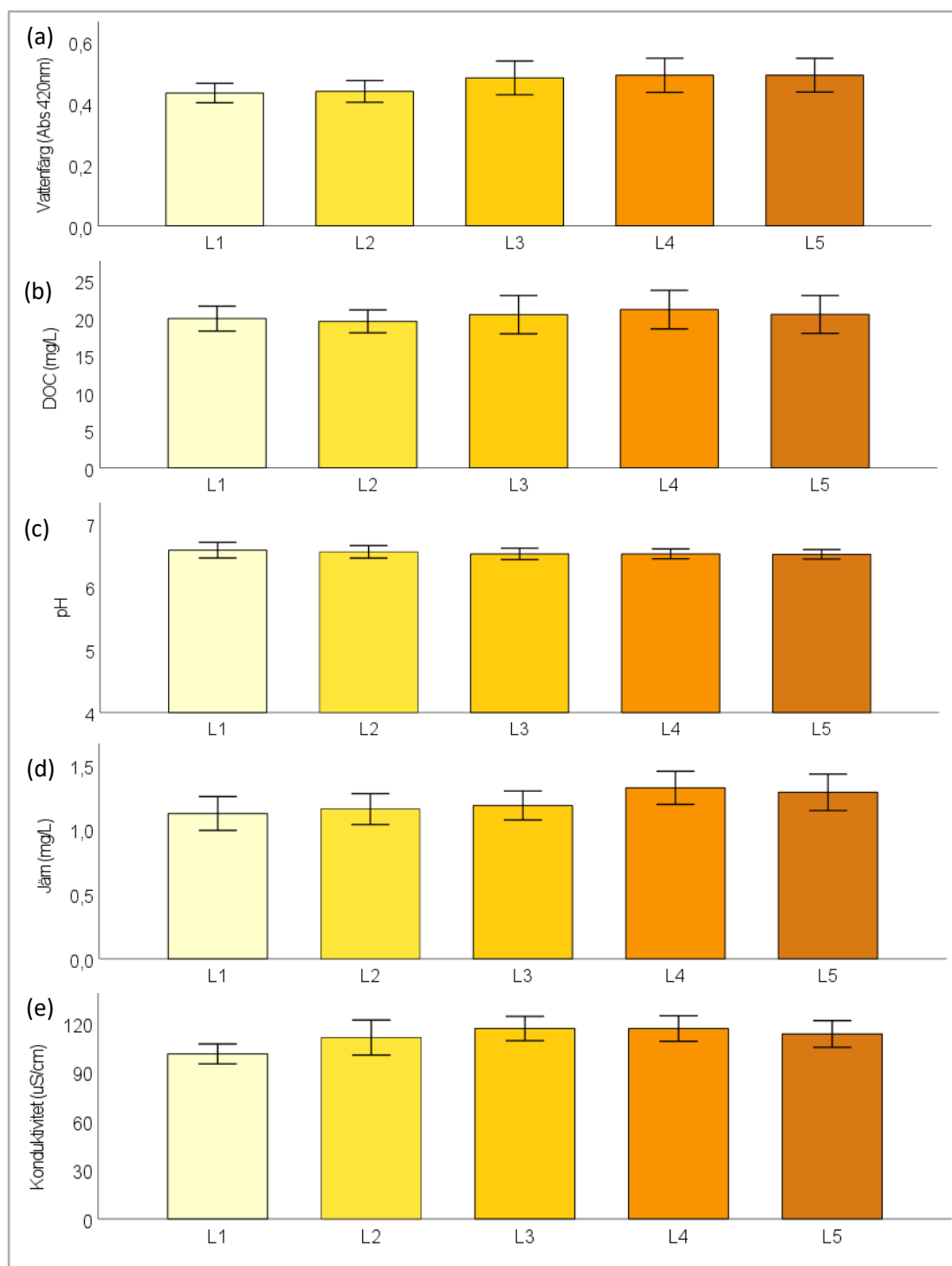
De 5 provtagningsplatserna i Murån skilde sig signifikant i DOC koncentrationer, pH och konduktivitet (Kruskal Wallis test; $p = 0,22$; $p = 0,008$; $p = 0,42$ respektive). Provtagningsplatsen M1 som ligger vid utloppet av Mörtjesjön hade den signifikant högsta DOC koncentrationen och konduktivitet samt den signifikant lägsta pH. Inga skillnader fanns mellan provtagningsplatserna i vattenfärg och järnkoncentrationerna (Kruskal Wallis test; $p = 0,363$ och $p = 0,701$). Figur 3.3.5 visar medelvärde samt ett standardfel för vattenfärg, DOC och järnkoncentrationer samt pH och konduktivitet för varje provtagningsplats. Nedan beskrivs säsongvariationerna av Muråns provtagningsplatserna (Fig. 3.3.6).



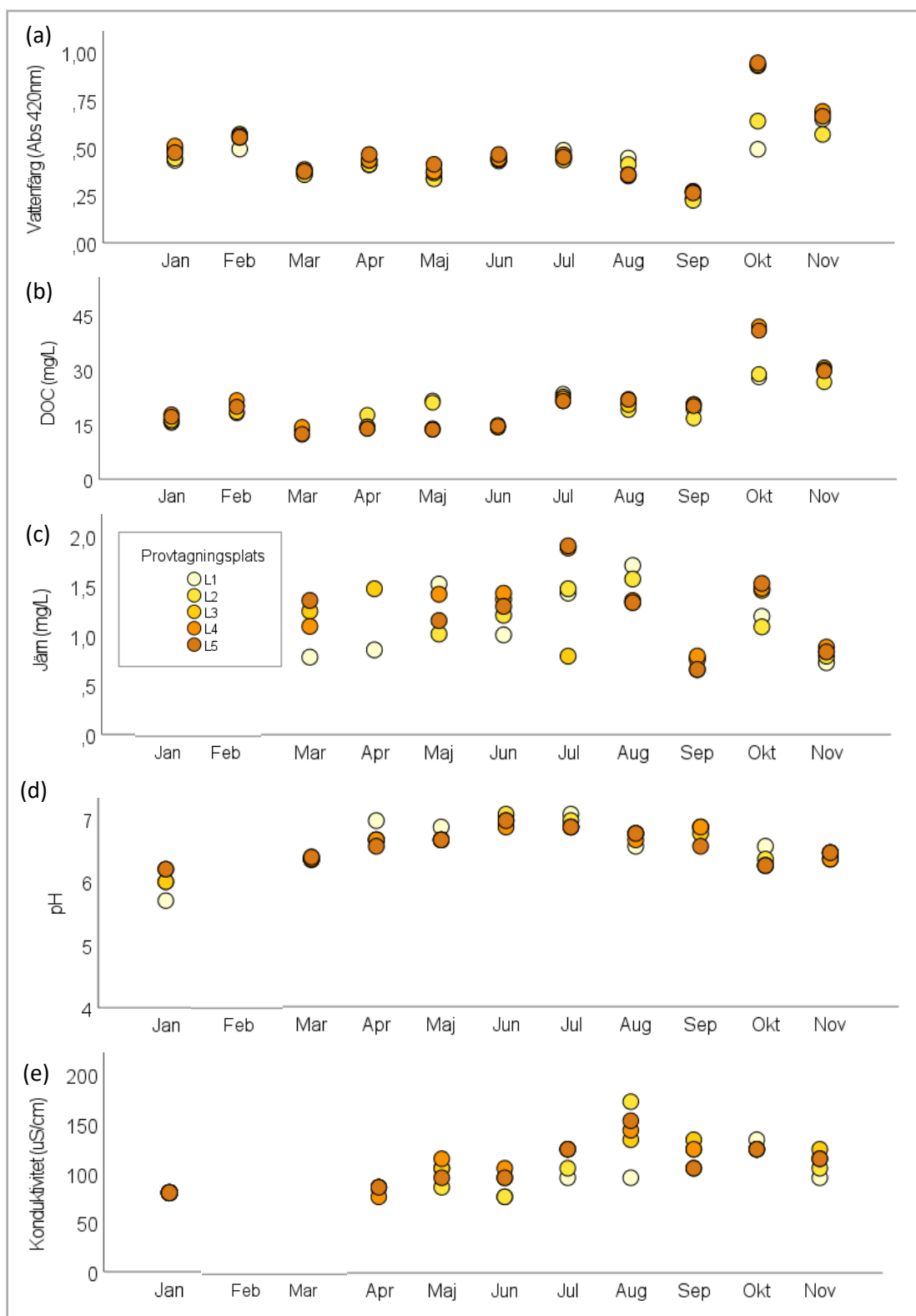
Figur 3.3.1 Medelvärde med standardfel för varje provtagningsplats i Storån. (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L), (c) järn (mg/L), (d) pH och (e) konduktivitet (µS/cm). S1 ligger uppströms vid Storåns källa och S14 är längst nedströms nära Storåns utlopp.



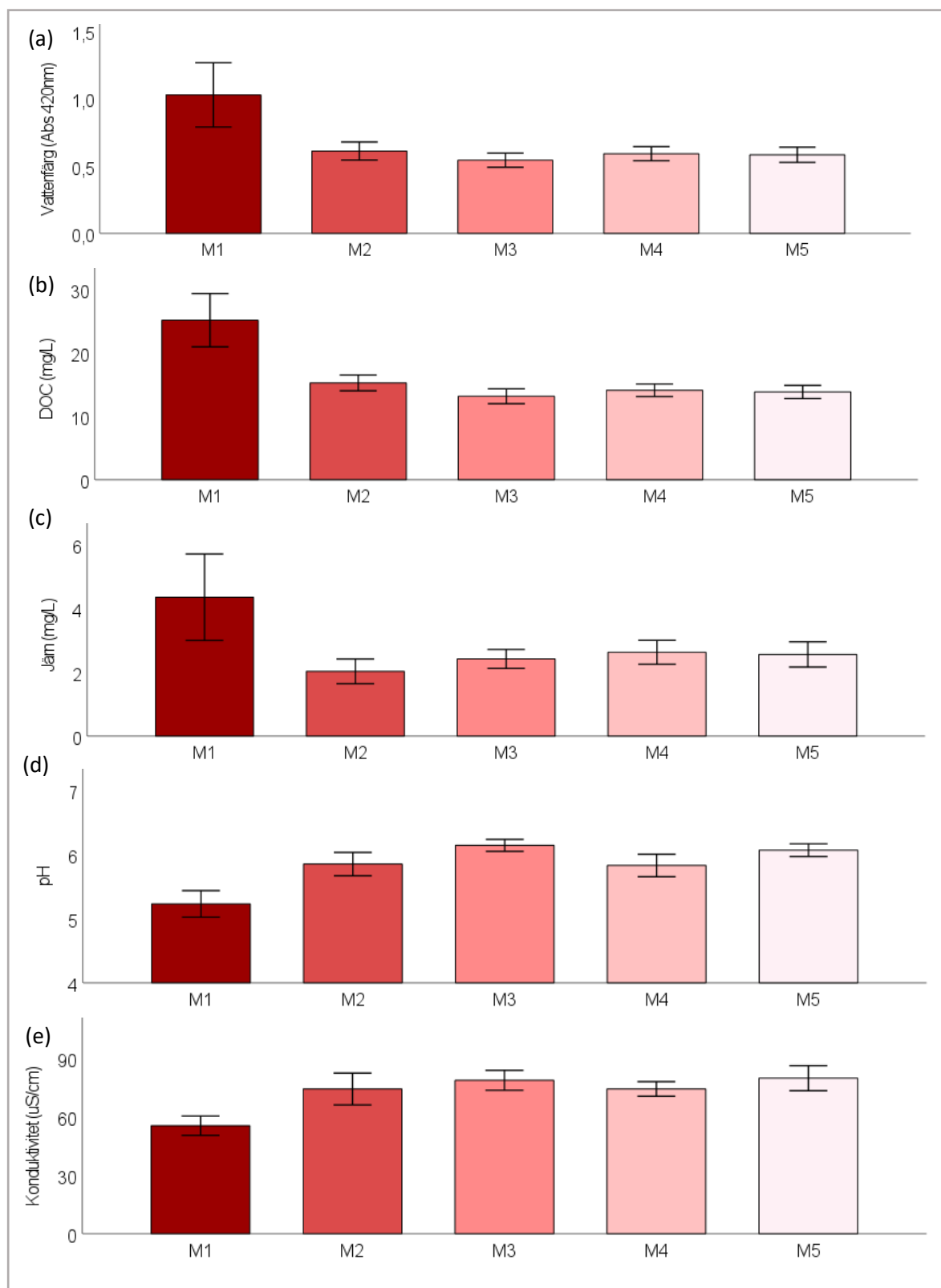
Figur 3.3.2 Säsongsvariation för respektive provtagningsplats i Storån. (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L), (c) järn (mg/L), (d) pH och (e) konduktivitet (µS/cm) till månaderna januari – november. Provtagningsplatserna S1, S4, S7, S10 och S14 valdes som representativa mätvärden. S1 ligger uppströms vid Storåns källa och S14 är längst nedströms nära Storåns utlopp.



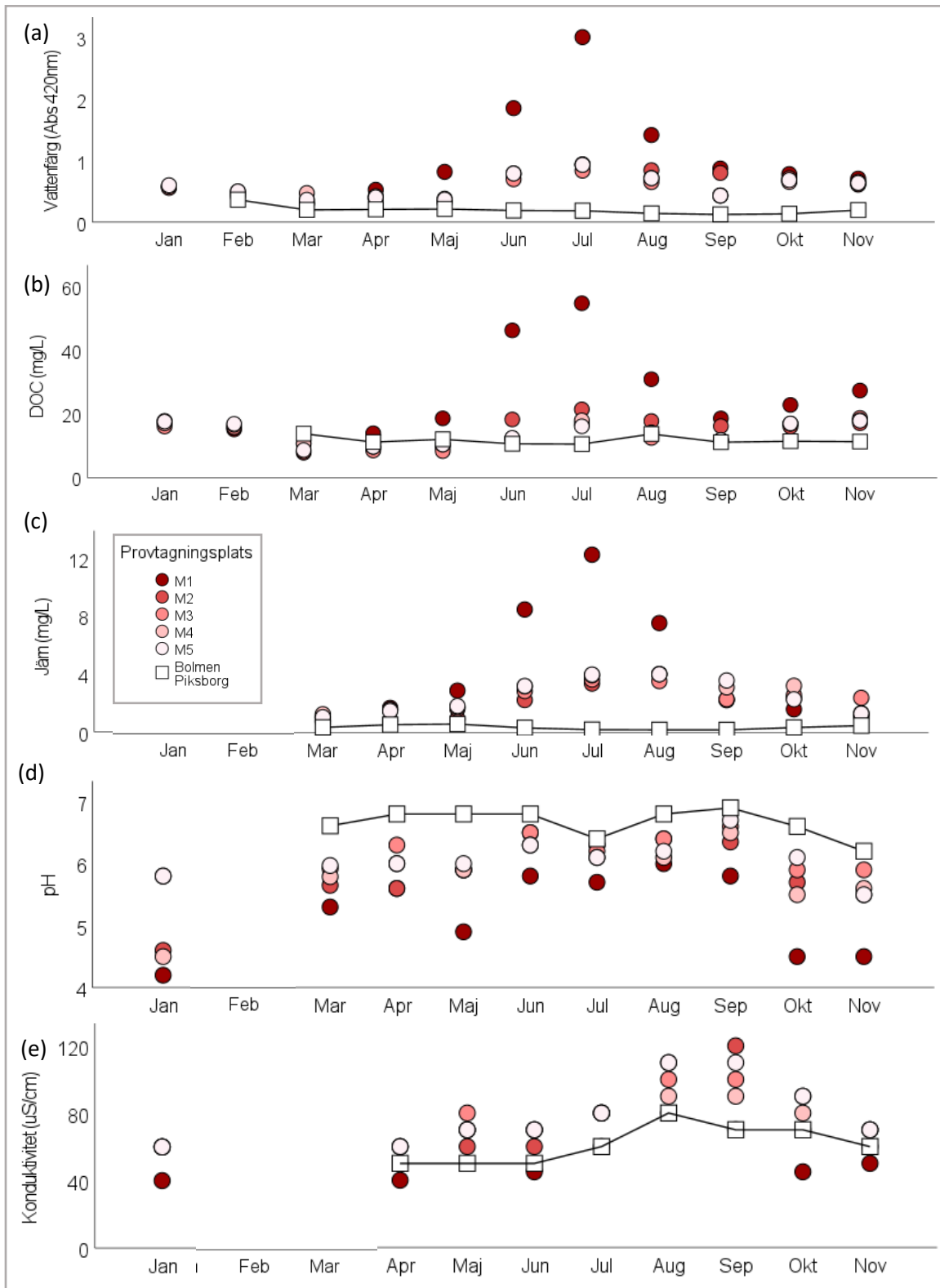
Figur 3.3.3 Medelvärde med standardfel för varje provtagningsplats i Lillån. (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L), (c) järn (mg/L), (d) pH och (e) konduktivitet (µS/cm). L1 ligger uppströms vid Lillåns källa och L5 ligger nedströms nära Lillåns utlopp.



Figur 3.3.4 Säsongvariation för varje provtagningsplats i Lillån. (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L), (c) järn (mg/L), (d) pH och (e) konduktivitet (µS/cm) till månaderna januari – november. L1 ligger uppströms vid Lillåns källa och L5 ligger nedströms nära Lillåns utlopp.



Figur 3.3.5 Medelvärde med standardfel för varje provtagningsplats i Muråsen. (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L), (c) järn (mg/L), (d) pH och (e) konduktivitet (µS/cm). M1 ligger uppströms vid Muråsen källa och M5 ligger nedströms nära Muråsen utlopp.

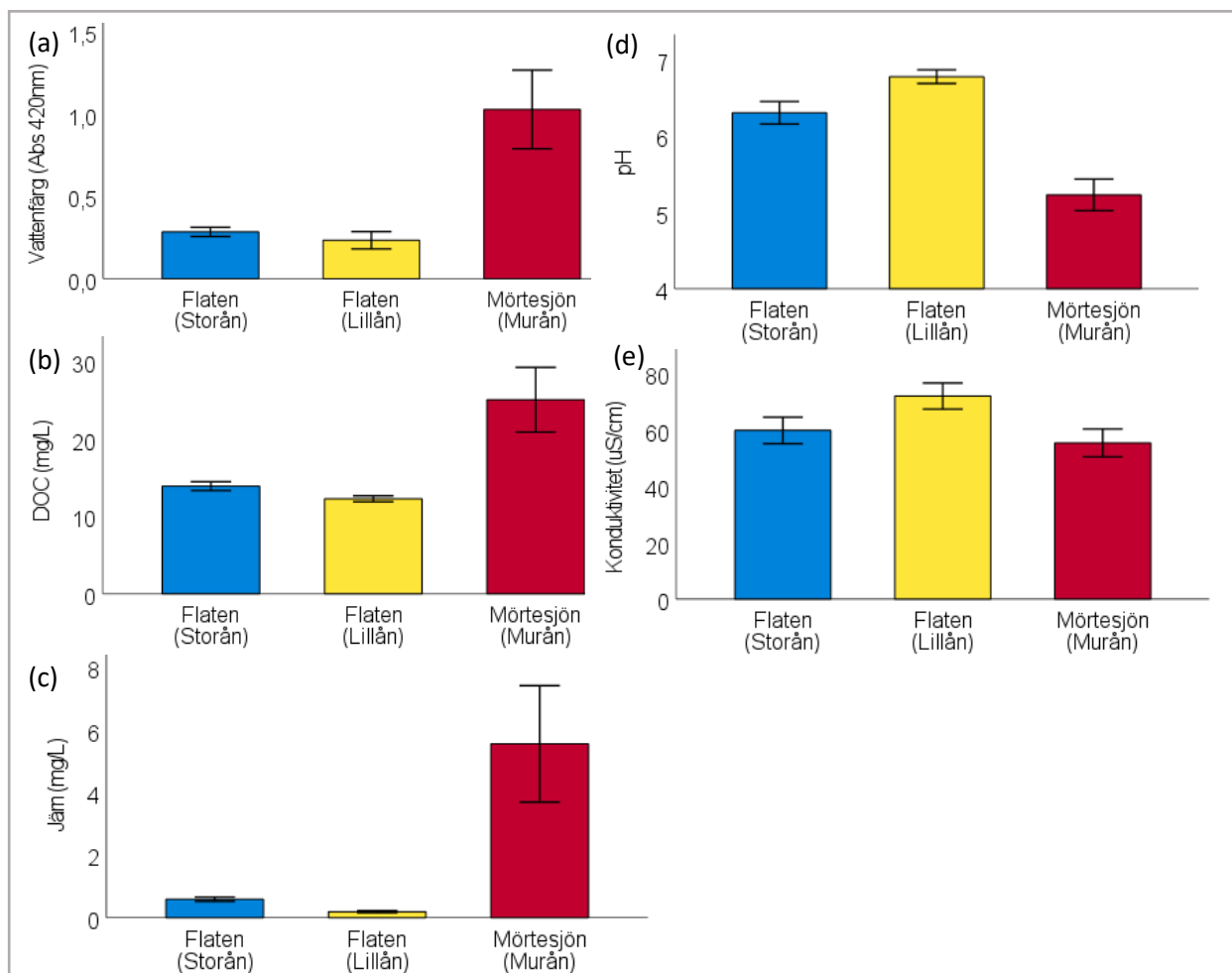


Figur 3.3.6 Säsongsvariationer för varje provtagningsplats i Murån. (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L), (c) järn (mg/L), (d) pH och (e) konduktivitet (µS/cm) till månaderna januari – november. M1 ligger uppströms vid Muråns källa och M5 ligger nedströms nära Muråns utlopp. Värdet för Bolmen (Piksborg) visas som jämförelse.

3.4 Sjöar i avrinningsområdet: Storåns Flaten, Lillåns Flaten och Muråns Mörtesjö

Utflödena från sjöarna i de olika avrinningsområdena skiljer sig signifikant i vattenfärg, DOC, järnkoncentration samt pH (Kruskal-Wallis test; $p < 0,001$ respektive). Figur 3.4.1 visar medelvärdet med ett standardfel för vattenfärg, DOC och järnkoncentration, pH och konduktivitet för Flaten (Storån), Flaten (Lillån) och Mörtesjön (Murån).

Vattenfärgen ifrån Mörtesjön (murån) var signifikant högre än Flaten (Storån) och Flaten (Lillån) (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$). Färgen skiljde inte mellan Flaten (Storån) och Flaten (Lillån). DOC koncentrationen var signifikant högre ifrån Mörtesjön jämfört med Flaten (Storån) (Mann-Whitney U test; $p = 0,005$) och Flaten (Lillån) (Mann-Whitney U test; $p = 0,001$). Flaten (Storån) hade signifikant högre vattenfärg än Flaten (Lillån) (Mann-Whitney U test; $p = 0,042$). Järnhalterna var signifikant högre i vattnet från Mörtesjön (Murån) jämfört med Flaten (Storån) (Mann-Whitney U test; $p = 0,004$) och Flaten (Lillån) (Mann-Whitney U test; $p = 0,004$). Flaten (Storån) hade signifikant högre järnkoncentrationer än Flaten (Lillån) (Mann-Whitney U test; $p = 0,004$). PH värdet var signifikant lägre i vattnet ifrån Mörtesjön (Murån) jämfört med Flaten (Storån) och Flaten (Lillån) (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$ respektive). Flaten (Lillån) hade signifikant högre pH än Flaten (Storån) (Mann-Whitney U test; $p < 0,014$). Konduktiviteten var signifikant lägre i vattnet ifrån Mörtesjön (Murån) jämfört med Flaten (Lillån) (Mann-Whitney U test; $p < 0,038$). Mellan respektive Flaten (Storån) och Flaten (Lillån) samt Mörtesjön (Murån) och Flaten (Storån) skiljde sig konduktiviteten inte signifikant.

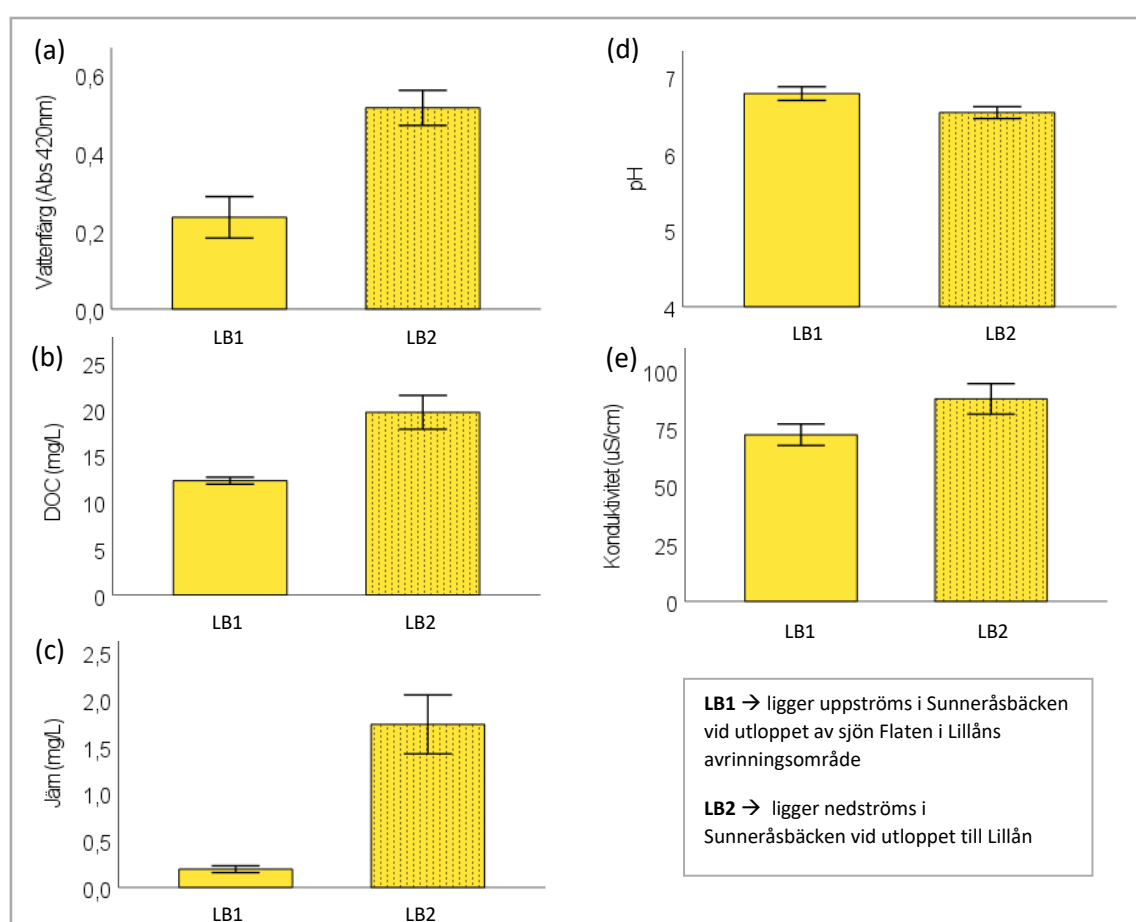


Figur 3.4.1: Medelvärde med standardfel för (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L), (c) järn (mg/L), (d) pH och (e) konduktivitet (uS/cm) från utloppen till varje sjö.

3.5 Sunneråsbäcken (Biflöde till Lillån)

I Sunneråsbäcken fanns det signifikanta skillnader i vattenfärg, DOC och järnkonzentrationer mellan uppströms provtagningsplatsen (LB1) vid utloppet av Flaten och nedströms provtagningsplatsen (LB2) innan den rinner ut till Lillån. Figur 3.5.1 visar medelvärdet med ett standardfel för vattenfärg, DOC och järnkonzentrationer till respektive uppströms och nedströms provtagningsplats. Figur 3.5.2 visar olika kartor över avrinningsområde till biflödet.

Vattenfärgen var signifikant högre nedströms (Mann-Whitney U test; $p = 0,001$). DOC koncentrationen var signifikant högre nedströms (Mann-Whitney U test; $p < 0,001$). Järnkonzentrationen var signifikant högre nedströms (Mann-Whitney U test; $p = 0,004$). PH och konduktivitet visade inga signifikanta skillnader mellan provtagningsplatserna.



Figur 3.5.1: Skillnader i Sunneråsbäcken för (a) vattenfärg (absorbans 420nm), (b) DOC (mg/L) och (c) järn (mg/L) för respektive uppströms och nedströms provtagningsplats.

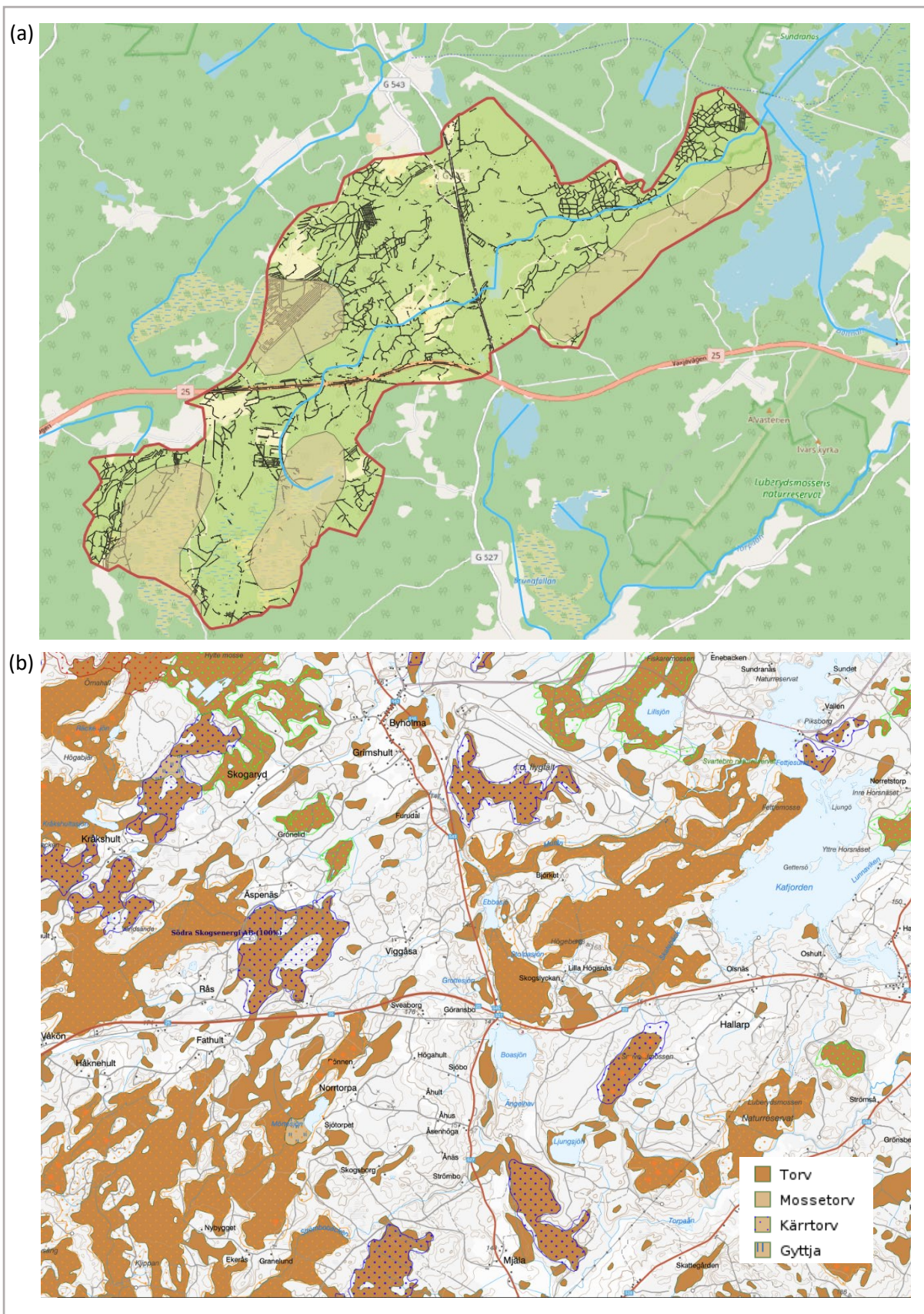
4 Diskussion

Vår undersökning visade att det finns signifikanta skillnader i brunifieringsrelaterade parametrar mellan Storån, Lillån och Murån. Bland de tre tillflödena till Bolmen är Murån brunast samt har den högsta järnkoncentrationen. Eftersom Lillån har en högre DOC koncentration men en lägre vattenfärg antar vi att järn spelar en stor roll i Muråns mörka vattenfärg. Troligtvis finns det en högre förekomst av järn i marken i Muråns avrinningsområde. Det låga pH värdet i Muråns avrinningsområde kan dessutom påverka mobiliteten av järnet. Att konduktiviteten i Storån och Lillån är högre än i Murån kan bero på mer jordbruk i deras avrinningsområden. Jämfört med åarna har dikena den högsta uppmätta vattenfärg och DOC-koncentrationen, men en lägre järnkoncentration än Murån. I figur 3.1.2 (b) ser man att järnkoncentrationen och vattenfärgen inte uppvisar ett positivt samband när man endast tittar på Muråns diken. Dikenas vattenfärg blir brunare med sjunkande järnkoncentrationer. Den bruna färgen i Muråns diken verkar därför bero på höga halter av löst organisk kol som kan mobiliseras genom en större kontaktyta mellan jorden och vattnet (se figur 1). Eftersom tidigare undersökningar i Bolmens avrinningsområde visade att Murån var brunast är våra resultat som förväntat. Det sambandet vi fick mellan vattenfärg, DOC och järn har även påvisats tidigare (Weyhenmeyer et al., 2014).

Årstiderna påverkar vattenfärgen i Storån, Lillån och Murån. Storån är brunast på vintern, Lillån på hösten och Murån på sommaren. I Storån och Lillån sjunker vattenfärgen under sommaren och når den lägsta vattenfärgen i september. I Murån däremot ökar vattenfärgen under sommaren mellan maj och juli. Även i augusti mättes en hög vattenfärg i Murån. Tydligt har det som händer under sommaren stor påverkan på vattenfärgen i Murån. I Murån samvarierar både DOC- och järnkoncentrationer med vattenfärgen. Framför allt de höga järnhalterna i Murån under sommaren skiljer sig mycket från värdena i Storån och Lillån. Alla diken var uttorkade i augusti och september och vattenfärgen kunde därmed inte mätas. Efter att dikena hade torkat ut blev Murån ljusare i färgen. Även Bolmen blev mindre brun i augusti och september. Generellt hade dikena ett lågt flöde, och förmodligen sköljs en del organiskt material och järn ut från dikena i vattendrag efter regn.

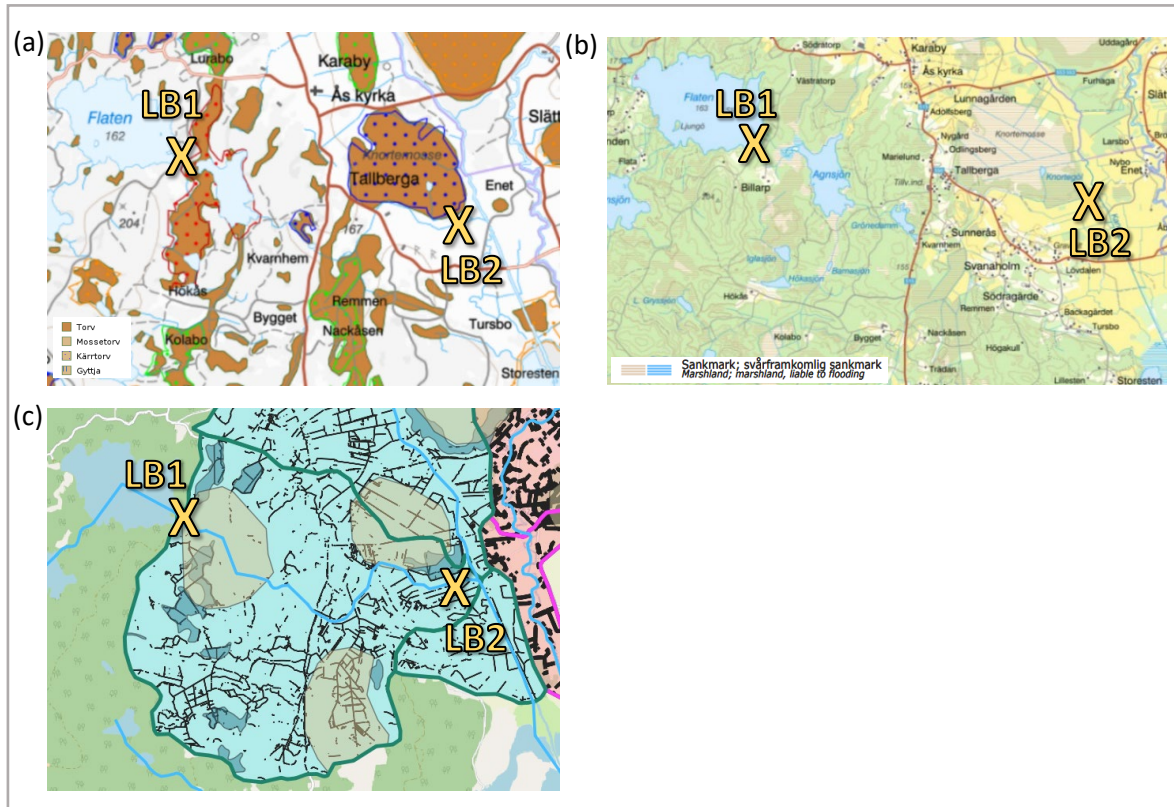
Resultaten av undersökningen av de tre olika sjöarna i Storåns, Lillåns och Muråns avrinningsområde visar att utloppsvattnet från Mörtesjön (Murån) har högsta vattenfärgen, DOC- och järnkoncentrationen. Dessutom är pH värdet i Mörtesjöns utlopp signifikant lägre än Flaten (Storån) och Flaten (Lillån). När man jämför bilder av avrinningsområden på SGUs torvkartan (SGU, 2023) ser man att det förekommer mer torv vid Mörtesjön. "Min Karta" från Lantmäteriet visar att en stor del av marken kring Mörtesjön täcks av sankmarker (Lantmäteriet, 2023). SLUs dikeskarta antyder att Mörtesjöns avrinningsområde har högsta dikesintensitet (SLU, 2023). Diken ökar kontaktytan mellan land och vatten och leder till högre läckage av DOC och järn. Kombinationen av hög torvhalt, våtmarksförekomst och dikesintensitet kan förklara den höga vattenfärgen i Murån. Figur 4.1 visar kartor över Muråns avrinningsområde. "Min karta" från Lantmäteriet visar ett stort våtmarksområde direkt vid Mörtesjön som tyder på att vattennivån i sjön troligtvis har sänkts någon gång i tiden. En sänkt vattennivå i sjön leder till en kortare omsättningstid i vattnet och därmed följer en högre läckage av organiska ämnen som annars hade brutits ned i sjön.

Resultaten i undersökningen av Lillåns biflöde Sunneråsbäcken visar tydligt att det vattnet som rinner ut från sjön Flaten (Lillån) i Sunneråsbäcken påverkas mycket av avrinningsområdet. Vattenfärgen, DOC och järnkoncentrationerna är högre i provtagningsplatsen nära utloppet i Lillån jämfört med uppströms provtagningsplatsen vid Flaten. Torvkartan från SLU (figur 4.2 (a)) visar att det finns en stor del torv i avrinningsområdet. Figur 4.2 (b) som visar markanvändning visualiserar att en stor yta i avrinningsområdet täcks av våtmarker, som till exempel Knortemosse vid Tallberga. Dessutom visar SLUs dikeskarta (figur 4.2 (c)) att en stor del av dessa våtmarker är påverkade av diken. Den



Figur 4.1 Kartor över Muråns avrinningsområde (a) Dikeskarta. Svarta linjer = diken. Bruna områden visar torvförekomst (SLU, 2023) och (b) Torvkarta (SGU, 2023).

kombinationen av hög torvförekomst och dikning är troligtvis en relevant anledning till att vattnet i Sunneråsbäcken blir så mycket brunare och ökar i både DOC och järnkonzentrationen när man jämför uppströms med nedströms provtagningsplatsen. När man sedan jämför provtagningsplatser i Lillån som ligger upp- och nedströms till Sunneråsbäckens utlopp så finns det ingen signifikant skillnad i varken vattenfärg, DOC eller järnkonzentration.



Figur 4.2 Kartor över avrinningsområdet till Sunneråsbäcken (biflöde till Lillån). (a) Torvkarta (SGU, 2023), (b) Min Karta med sankmarker/våtmarker (Lantmäteriet, 2023) och (c) dikeskarta som visar Sunneråsbäckens avrinningsområde inom gröna linjerna. Svarta linjer = diken. Bruna områden visar torv (SLU, 2023).

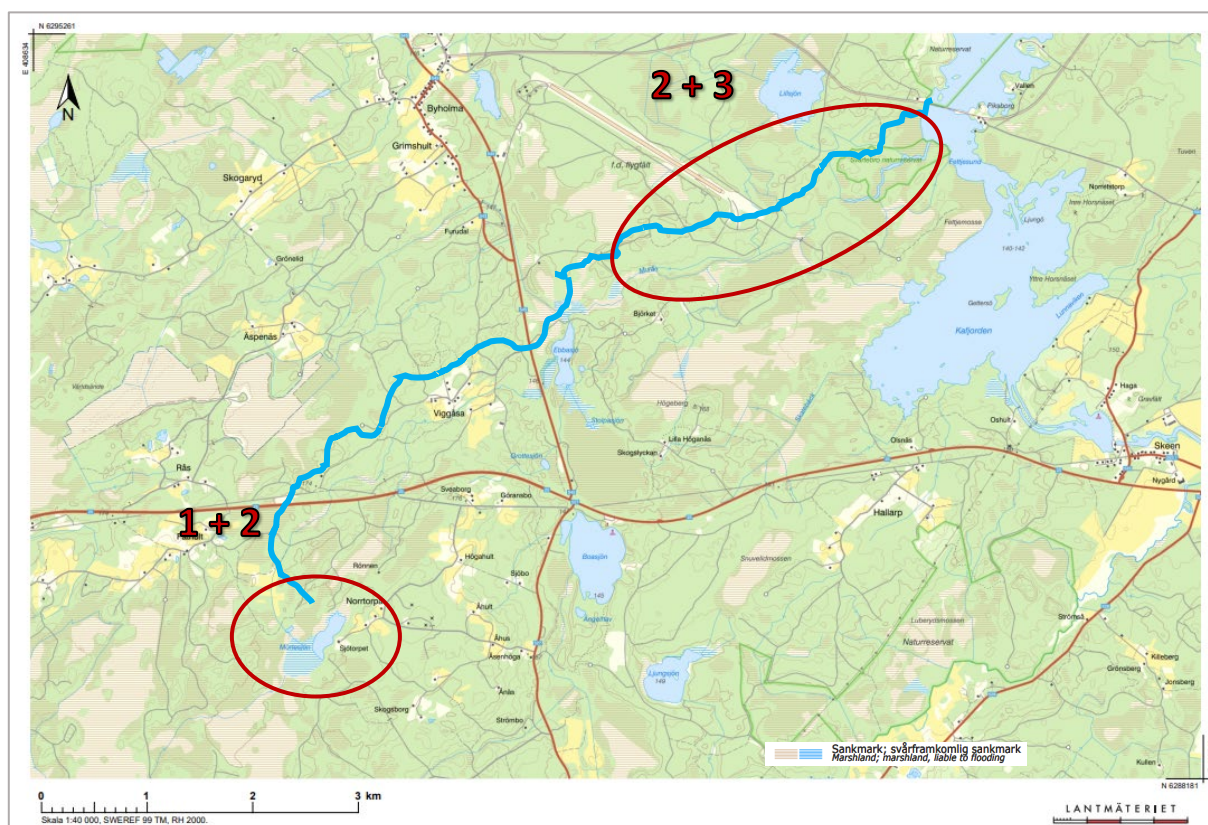
Den här rapporten är en sammanställning av långtidsdata som kan användas som grund för vidare undersökningar. Våra mätningar är koncentrationer och inte vattenvolymrelaterade belastningar som kan visa hur mycket material som läker ut. För att få tydligare insyn i förhållanden i Bolmens avrinningsområde krävs det högfrekvensmätningar som också kan visa flödesrelaterade förändringar. För att veta hur vattnet från Murån påverkar dricksvattnet måste flödet i Kafjorden undersökas med till exempel ett spårämnesförsök. Dessutom kan det vara relevant att undersöka hur vattnet i Kafjorden skiftar sig i olika temperaturprofiler.

5 Slutsats och rekommendationer

Historiskt har människan gjort förändringar i landskapet för att anpassa marken efter behov. Förändringarna inkluderar dränering av mark för jordbruks- och skogsbruksändamål, kanalisering av floder för stockflottning och sjönivåsänkningar för att öka arealen av åkermark. Allt detta har lett till en snabbare transport av vatten från marken till havet. Följden är en förminskad uppehållstid för vattnet på sin väg genom landskapet.

Resultaten visar att Murån har den mörkaste vattenfärgen av de tre huvudsakliga bifloderna till Bolmen. Högsta färgtalet mättes vid utloppet av Mörtjesjön i Muråns avrinningsområde. Höga färgtal mättes även i Muråns dräneringsdiken. Årstiderna påverkar vattenfärgen i Storån, Lillån och Murån på olika sätt. Medan färgtalet i Storån och Lillån minskar under sommaren ökar den i Murån. Eftersom Murån mynnar ut i sjön Bolmen nära Bolmentunnelns intag har dess mörka vatten antagligen en stor påverkan på dricksvattenkvaliteten. Det kan därför vara viktigt att minska Muråns färg för att förbättra råvattenkvaliteten.

För att minska Muråns vattenfärg rekommenderar vi naturbaserade lösningar för att förlänga vattnets uppehållstid i Muråns avrinningsområde. Möjliga åtgärder kan innefatta pluggning av diken i avrinningsområdet eller att åter höja vattennivån i Mörtjesjön. Vidare skulle anläggning av våtmarker mellan diken och Murån respektive Mörtjesjön och Murån öka uppehållstiden i Muråns avrinningsområde. Kartan i figur 5.1 visar platser för möjliga åtgärder i Muråns avrinningsområde.



Figur 5.1: Karta av Muråns avrinningsområde med rekommenderade åtgärder (Lantmäteriet, 2023)

- Möjliga åtgärder:
- (1) Höja sjönivån i Mörtjesjön
 - (2) Pluggning av dräneringsdiken
 - (3) Anläggning av våtmarker

6 Källor

- Asmala, E., Karstensen, J. & Räike, A. (2019) Multiple anthropogenic drivers behind upward trends in organic carbon concentrations in boreal rivers. *Environmental Research Letters*, 14, 124018
- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. (1999) Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research*, 4, pp. 101–114.
- Corman, J.R., Bertolet, B.L., Casson, N.J., Sebestyen, S.D., Kolka, R.K. & Stanley, E.H. (2018) Nitrogen and Phosphorus Loads to Temperate Seepage Lakes Associated With Allochthonous Dissolved Organic Carbon Loads. *Geophysical Research Letters*, 45 (11), pp.5481–5490
- Estlander, S., Pippingsköld, E. & Horppila, J. (2021) Artificial ditching of catchments and brownification-connected water quality parameters of lakes. *Water research*, 2005, 117674
- Finér L., Lepistö, A., Karlsson, K., Räike, A., Härkönen, L., Huttunen, M., Joensuu, S., Kortelainen, P., Mattsson, T., Piirainen, S., Sallantausta, S., Sarkkola, S., Tattari, S. & Ukonmaanaho, L. (2021) Drainage for forestry increases N, P, and TOC export to boreal surface waters. *Science of the Total Environment*, 762, 144098
- Finstad, A.G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., De Wit, H.A., Tømmervik, H. & Hessen, D.O. (2016) From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports*, 6(1), pp. 31-44
- Hökkä, H., Salminen, H., Ahtikoski, A., Kojola, S., Launiainen, S. & Lehtonen, M. (2017) Long-term impact of ditch network maintenance on timber production, profitability and environmental loads at regional level in Finland. *Internal Journal of Forest Research*, 90, pp. 234-246
- Jacks, G. (2019) Drainage in Sweden -the past and new developments, *Acta Agriculturae Scandinavica*, Section B. Soil & Plant Science, 69:5, pp. 405-410
- Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Persson, L. & Jansson, M. (2009) Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 460, pp. 506–509
- Kritzberg, E. S. (2017). Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters*, 2(4), pp. 105–112
- 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), pp.375–390
- Lantmäteriet (2023) Min Karta. <https://minkarta.lantmateriet.se/> [Hämtad 2023-01-25]
- 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), pp.880–893
- Lei, L., Thompson, J. & McDonald, L. (2020). Assessment of dissolved organic carbon and iron effects on water color between a forest and pasture-dominated fine-scale catchment in a Central Appalachian region, West Virginia. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 29464-29474
- Lepistö, A., Räike, A., Sallantausta, 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*, 780, 146627
- Lindbladh, M., Axelsson A.-L., Hultberg T., Brunet J. & Felton, A. (2014) From broadleaves to spruce - The borealization of southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29, pp.686–696

- Miettinen, J., Ollikainen, M., Aroviita, J., Haikarainen, S., Nieminen, M., Turunen, J. & Valsta, L. (2020) Boreal peatland forests: ditch network maintenance effort and water protection in a forest rotation framework. *Canadian Journal of Forest Research*, 50, pp. 1-14
- Monteith, D., Stoddard, J., Evans, C., de Wit, H., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B., Jeffries, D., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J. & Vesely, J. (2007) Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450, pp.537–540
- Nieminen, M., Piirainen, S., Sikström, U., Löfgren, S., Marttila, H., Sarkkola, S., Laurén, A. & Finér L. (2018) Ditch network maintenance in peat-dominated boreal forests: review and analysis of water quality management options *Ambio*, 47, pp. 535-545
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Sallantausta, T., Hasselquist, E.M. & Laudon, H. (2021) Peatland drainage - a missing link behind increasing TOC concentrations in waters from high latitude forest catchments? *Science of The Total Environment*, 774, 145150
- Paavilainen, E. & Päivänen, J. (1995) Forest Drainage. In: *Peatland Forestry. Ecological Studies*, vol 111. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Richardson, S., Plewa, M., Wagner, E., Schoeny, R. & DeMarini, D. (2007) Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research-Reviews In Mutation Research*, 636, pp. 178-242
- Sarkkola, S., Koivusalo, H., Laurén, A., Kortelainen, P., Mattsson T., Palviainen, M., Piirainen, S., Starr, M. & Finér, L. (2009) Trends in hydrometeorological conditions and stream water organic carbon in boreal forested catchments. *Science of The Total Environment*, 408(1), pp. 92-101
- Salimi S. and Scholz M. (2021) Impact of future climate scenarios on peatland and constructed wetland water quality: A mesocosm experiment within climate chambers. *Journal of Environmental Management*, 289, 112459
- Škerlep, M., Steiner, E., Axelsson, A. & Kritzberg, E.S. (2019) Afforestation driving long-term surface water browning. *Global Change Biology*, 26, 3, 1390–1399
- SMHI (2023) Vattenwebb – modelldata per område. <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [Hämtad 2023-01-25]
- Stenberg L., Finér L., Nieminen M., Sarkkola S. & Koivusalo H. (2015) Quantification of ditch bank erosion in a drained forested catchment. *Boreal Environment Research*. 20, pp. 1–18
- Svenska vatten- och avloppsföreningen (2020) 'Produktion av dricksvatten'. <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/dricksfattenfakta/produktion-av-dricksfatten> [Hämtad 2023-01-25]
- Sveriges Geologiska Undersökning (2023) Torvkarta. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-torv.html> [Hämtad 2023-01-25]
- Sveriges Lantbruksuniversitet (2023) Dikeskarta. <https://www.skogsstyrelsen.se/sjalvservice/karttjanster/geodatatjanster/ftp/> [Hämtad 2023-01-25]
- van Dorst, R.M., Gårdmark, A., Svanbäck, R. & Huss, M. (2020) Does browning-induced light limitation reduce fish body growth through shifts in prey composition or reduced foraging rates? *Freshwater Biology*. 1–13.
- Weyhenmeyer, G.A., Prairie, Y.T. & Tranvik, L.J. (2014) Browning of Boreal Freshwaters Coupled to Carbon-Iron Interactions along the Aquatic Continuum. *PLOS ONE*, 9 (2), p.e88104

Bilaga A

Tabell A: Information om provtagningsplatserna

	Plats	Avrinning sområde	Delavrinnings- område	Läge	SWEREF99 Koordinat N	SWEREF 99 Koordinat E
1	S1	Storån	DAS1	Flaten utlopp	6355659	434159
2	S2	Storån	DAS1	Håkanstorp	6351509	432144
3	S3	Storån	DAS2	Håkanstorp	6351589	431830
4	S4	Storån	DAS2	Törestorp	6348603	429850
5	S5	Storån	DAS3	Törestorp	6348413	429759
6	S6	Storån	DAS3	Ågård	6343604	430073
7	S7	Storån	DAS4	Södratorp	6342665	430468
8	S8	Storån	DAS4	Herrestad	6339481	431419
9	S9	Storån	DAS5	Trisborg	6337861	430963
10	S10	Storån	DAS5	Perstorp	6335635	430020
11	S11	Storån	DAS6	Perstorp	6335689	429622
12	S12	Storån	DAS6	Åeke	6334593	425409
13	S13	Storån	DAS7	Enet	6333706	425005
14	S14	Storån	DAS7	Lassbo	6328818	422822
15	L1	Lillån	DAL1	Draven fågeltorn	6334984	419117
16	L2	Lillån	DAL1	Dravö	6334390	419251
17	L3	Lillån	DAL1	Enet	6328587	422198
18	L4	Lillån	DAL2	Svanaholm	6327763	422492
20	L5	Lillån	DAL2	Svanaholm	6327715	422523
21	LB1	Lillån	DAL4	Flaten utlopp	6328585	418435
22	LB2	Lillån	DAL4	Svanaholm	6327749	422488
22	M1	Murån	DAM1	Utlopp Mörtesjön	6290443	411092
23	M2	Murån	DAM1	Ebbasjö	6292518	413725
24	M3	Murån	DAM1	Flygplats	6293700	415748
25	M4	Murån	DAM1	Svartebro	6294104	416899
26	M5	Murån	DAM1	Svartebro	6294085	416952
27	MD1	Murån	DAM1	Svartebro	6294117	416902
28	MD2	Murån	DAM1	Svartebro	6294579	416966
29	MD3	Murån	DAM1	Svartebro	6293352	415757
30	MD4	Murån	DAM1	Flygplats	6294632	416887
31	MD5	Murån	DAM1	Flygplats	6293352	415757
32	BP	Bolmen	/	Bolmen Piksborg	6294538	417335

Bilaga B

Tabell B: Information om delavrinningsområden i Storån, Lillån och Murån (SMHI, 2023)

Avrinnings- område	SUBID	AROID	Delavrinnings- område	Huvud- avrinningsområde	Utloppspunkt, SWEREF99	Area (km²)
Storån	1710	633254-137411	DAS7	98. Lagan	423107, 6328372	21,90
Storån	1825	633852-137807	DAS6	98. Lagan	425179, 6333994	23,40
Storån	1842	633975-138229	DAS5	98. Lagan	429638, 6335676	15,95
Storån	1930	634442-138215	DAS4	98. Lagan	431162, 6338643	15,82
Storån	2020	634943-138072	DAS3	98. Lagan	430461, 6342933	21,30
Storån	2098	635294-138223	DAS2	98. Lagan	429674, 6348661	6,44
Storån	2155	635688-138494	DAS1	98. Lagan	432131, 6351309	20,81
Lillån	1663	632959-137416	DAL3	98. Lagan	423234, 6326085	1,93
Lillån	64503	633109-421601	DAL2	98. Lagan	422494, 6327785	17,52
Lillån	64523	633511-420776	DAL1	98. Lagan	420536, 6332623	15,19
Lillån	1683	633076-137211	DAL4	98. Lagan	422494, 6327785	14,40
Murån	1200	629602-136493	DAM1	98. Lagan	417123, 6294237	22,75