

**מספר המחקר במשרד  
לאיכות הסביבה:**

שם המוסד המחלקה והמוסד המגישים:  
מכון לחקר שמירת הטבע, אוניברסיטת תל-אביב

כותרת המחקר בעברית: .  
שימוש בחילוץ המים שחריר הנחלים Melanopsis כביזאינדיקטור לבחינת  
איכות מים בנחלים.

כותרת המחקר באנגלית:  
Use of Melanopsis Snail as a Bioindicator to Asses Water Quality of  
Streams

סוג הדו"ח (חצי שנתי, שנתי או מסכם)  
שנת המחקר(ראשונה שניה או שלישית)  
דוח מסכם שנה שלישית

**מוגש ע"י**

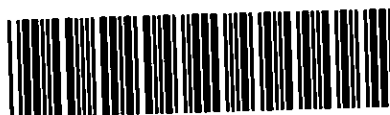
**חוקרים ראשיים:**

(בעמדה ימנית שם ותואר אקדמי, בעמדה השמאלית מוסד או מחלקה):

פרופ' אביטל גזית	אוניברסיטת תל-אביב

**חוקרים נוספים:**

(בעמדה ימנית שם מלא ותואר אקדמי, בעמדה השמאלית מוסד או מחלקה):



60513899

דנה מילשטיין	אוניברסיטת תל-אביב

מוגש למדען הראשי  
המשרד לאיכות הסביבה

תאריך הגשה: נובמבר 2002

מספר עמוד	תוכן עניינים
1	תקציר בעברית <sup>1,2,3</sup>
2	תקציר באנגלית <sup>3</sup>
2	מילות מפתח <sup>2,3</sup>
3	מבוא
	הצגת הנושא <sup>1,2,3</sup>
	סקר ספרות <sup>2,3</sup>
4	מטרות העבודה <sup>1,2,3</sup>
5	רקע מדעי <sup>1,2,3</sup>
10	השערת העבודה
11	שיטות
	ניסויים ו/או חישובים
39	תוצאות <sup>1,2,3</sup>

72		דיון בתוצאות 1*,2,3
94		מסקנות 1*,2,3

1 דו"ח חצי שנתי  
2 דו"ח שנתי  
3 דו"ח מסכם  
\* אופציונאלי

97		אפשרויות יישום תוצאות העבודה בישראל 2*,3
98		המלצות להמשך המחקר 3
99		סיכום 1,2,3
		רשימת ספרות 3
		נספחים

1 דו"ח חצי שנתי  
2 דו"ח שנתי  
3 דו"ח מסכם  
\* אופציונאלי

\*רשימת טבלאות

מספר עמוד	הטבלה	מספר טבלה
11	: Selected water quality variables (dissolved oxygen, conductivity, salinity and temperature)	2.1.1

	measured in Tanninim stream at different dates	
12	Selected water quality variables (dissolved oxygen, conductivity, salinity and temperature) measured in Seadia stream at different dates	2.1.2
17	Mean and SD of the size groups of <i>Melanopsis</i> from Tanninim and Seadia (ANOVA).	2.2.1
32	Water conductivity (mean, SD) in the experimental jars.	2.4.1
36	Water quality variables along the Yarqon stream (08/00, 11/00, 03/01 04/01, 7/01).	2.5.1
44	Number of snails (N), range, mean, and SD of <i>Melanopsis lampra</i> shell length in Seadia stream. Skewness and p values for Shapiro-Wilk W test for normality are shown. Significant values shown in gray.	3.1.1
46	Number of snails (N), range, mean, and SD of <i>Melanopsis</i> sp. Shell length in Tanninim stream. Skewness and p values for Shapiro-Wilk W test for normality are shown. Significant values shown in gray.	3.1.2
50	Comparison of stressed <i>Melanopsis</i> (%) of different size group from Tanninim and Seadia streams, exposed to 0.1 and 0.25 mg/l Cu. p values for ANOVA test after % transformed top Asin, are shown)	3.2.1
51	Comparison of the sensitivity to Cu (% stressed snails) of <i>Melanopsis lampra</i> acclimated to tap water and snails tested in Seadia water (3 replicate). Copper concentration, 96h-EC <sub>50</sub> – in grey and 95% confident limits are shown	3.2.2
53	Examination of the acclimation treatments on sensitivity of <i>Melanopsis lampra</i> to Cu. p values of posterior ANOVA test ( a - d as in Fig. 3.2.7)	3.2.3
65	p values for a posterior test (transformed to Asin) conducted on percent stressed <i>Melanopsis lampra</i> snails after 96h exposure in stream water of selected sites along Yarqon stream. Significant values shown in gray	3.5.1
83	toxicity values to copper (96h-EC <sub>50</sub> , mg/l) for different freshwater invertebrates (Initials: S – static, FT – flow thought, R – renewal, CS – copper sulfate, CC – copper chloride, CO –	4.2.1

	copper oxide)	
84	Criterion Continuous Concentration and Criterion Maximum Concentration ( $\mu\text{g/l}$ ) calculated according to the hardness of the toxicity test water.	4.2.2
87	sensitivity values (96h-EC <sub>50</sub> ) for unionized ammonia (mg/l) of freshwater invertebrate. (Initials: R – renewal, FT – floe trough, S – static)	4.3.1

**רשימת תרשימים**

מספר עמוד	התרשימים	מספר התרשים
24	Relationship between colorimetric (HACH DR/890) and atomic absorption (ICP-AES) measurement. Coefficient of determination and equation for the correlation are shown	2.2.1
25	Copper concentration readings (mean $\pm$ SD) from HACH colorimeter (DR/890) of media in different pH.	2.2.2
28	Dynamics of pH in the ammonia reservoirs	2.3.2
28	Dynamics of unionized ammonia in the ammonia reservoirs	2.3.3
32	Water conductivity vs. salt added (g) to 1 liter distilled water. Coefficients of determination and regression equation are shown	2.4.1
39	Density (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis lampra</i> population sampled monthly in Seadia stream	3.1.1
40	Shell length (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis lampra</i> population sampled monthly in Seadia stream	3.1.2
41-43	Monthly values of frequency of size distribution of <i>Melanopsis</i> snails from Tanninim stream (left) and Seadia stream. code for each mm size group is shown Color	3.1.3

44	Density (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis</i> sp. population sampled in Tanninim stream	3.1.4
45	Shell length (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis</i> sp. population sampled in Tanninim stream	3.1.5
47	Changes in sensitivity of <i>Melanopsis</i> sp. To Cu (95% confident limits). P values for the correlation and coefficient of determination are shown. Regression for cumulative mean values of 96h-EC <sub>50</sub> and coefficient of determination is shown in red	3.2.1
48	96h-EC <sub>50</sub> (and 95% confident limits) of <i>Melanopsis lampra</i> from Seadia stream Exposed to Cu. Regression of Cumulative mean values of 96h-EC <sub>50</sub> and coefficient of determination are shown (red). Blue lines present 2SD distance from the stable cumulative mean value (first 19 values).	3.2.2
49	Relationship between sensitivity of <i>Melanopsis</i> sp. (96h-EC <sub>50</sub> ) from Tanninim stream population to Cu vs. mean shell length (mm). P value for the correlation and coefficient of determination are shown.	3.2.3
49	Relationship between sensitivity of <i>Melanopsis lampra</i> (96h-EC <sub>50</sub> ) from Seadia stream population to Cu vs. mean shell length (mm). P value for the correlation and coefficient of determination are shown	3.2.4
51	Sensitivity of <i>Melanopsis lampra</i> to Cu (96h-EC <sub>50</sub> , mean $\pm$ SD) tested in Seadia water and in tap water adjusted to Seadia water salinity (Instant Ocean salt).	3.2.5
52	Sensitivity of <i>Melanopsis lampra</i> to Cu (96h-EC <sub>50</sub> , mean $\pm$ SD) tested in Seadia water and in tap water adjusted to Seadia water salinity (Sigma salt).	3.2.6
53	Comparison of the sensitivity of <i>Melanopsis lampra</i> to Cu under different acclimation conditions: a - no acclimation (1 day Seadia water), b - acclimation to tap water (2 weeks), c - acclimation to tap water (2 weeks) folloed by acclimation to tap water with adjusted conductivity to Seadia water, d - held in Seadia water for 4 weeks.	3.2.7
54	Changes of residual copper concentration (% , mean $\pm$ SD) with time in different media (Coefficient of determination and regression are shown).	3.2.8

55	Changes in residual copper concentration (%) with time in different aeration treatments: a - no aeration, b - aeration with a stone, c - stone without aeration, d - aeration with plastic tubing (Coefficient of determination and polynomial regression are shown)	3.2.9
55	Mean and SD of residual copper concentration (%) in different treatments (a-d as Fig. 3.2.9).	3.2.10
56	Sensitivity to copper (96h-EC <sub>50</sub> values) of different <i>Melanopsis</i> populations (mean $\pm$ SD). Dates of bioassays are shown.	3.2.11
57	: Relationship between sensitivity to copper of different <i>Melanopsis</i> populations and the electric conductivity of the test solution (same as the conductivity in the habitat).	3.2.12
58	: Sensitivity (96h-EC <sub>50</sub> ) of different <i>Melanopsis</i> populations to total ammonia. Dates of bioassays are shown	3.3.1
59	different <i>Melanopsis</i> populations to unionized ammonia. Dates of bioassays are shown.	3.3.2
62	Percent stressed (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis lampra</i> after 24, 48, 72 and 96h exposure to different salinity's	3.4.1
63	Relationship between percent stressed snails ( <i>Melanopsis lampra</i> ) and salinity. Coefficients of determination and equation of the regression are shown.	3.4.2
64	Percent stressed snails ( <i>Melanopsis lampra</i> , mean $\pm$ SD) after 96 h exposure in stream water of selected sites along Yarqon stream at different dates (08/00, 11/00, 03/01, 04/01, 07/01)	3.5.1
65	Relationship between percent stressed snails (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis lampra</i> after exposure of 96h in stream water of selected sites along the Yarqon stream to biological oxygen demand (BOD).	3.5.2
66	Relationship between percent stressed snails (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis lampra</i> after exposure of 96h in stream water of selected sites along the Yarqon stream to total ammonia (mg/l)	3.5.3

67	Relationship between percent stressed snails (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis lampra</i> after exposure of 96h in stream water of selected sites along the Yarqon stream to unionized ammonia	3.5.4
68	Relationship among the percent stressed snails ( <i>Melanopsis lampra</i> ) after exposure of 96h in stream water of selected sites along the Yarqon stream and the total ammonia and the organic meter concentration (BOD)	3.5.5
69	% stress of <i>Mlanopsis lampra</i> exposed to 96h to selected sites along Yarqon stream vs. unionized ammonia and biological oxygen demand (BOD). Dotted circles illustrate different trends	3.5.6
70	Relationship between percent stressed snails ( <i>Melanopsis lampra</i> ) and the proportion of damselfly in the macroinvertebrate assemblage. In-Situ snails exposure and macroinvertebrate collection were performed on the same dates (08/00, 11/00, 03/01, 04/01 and 07/01).	3.5.7
70	Relationship between percent stressed snails ( <i>Melanopsis lampra</i> ) and the proportion of midge larvae in the macroinvertebrate assemblage. In-Situ snails exposure and macroinvertebrate collection were performed on the same dates (08/00, 11/00, 03/01, 04/01 and 07/01).	3.5.8
71	Relationship between percent stressed snails ( <i>Melanopsis lampra</i> ) and the Signal -W values of the macroinvertebrate assemblage. In-Situ snails exposure and macroinvertebrate collection were performed on the same dates (08/00, 11/00, 03/01, 04/01 and 07/01).	3.5.9
76	Shell length and density (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis lampra</i> sampled monthly in Seadia stream. p value and coefficient of determination for the correlation are shown.	4.1.1
76	Shell length and density (mean $\pm$ SD) of <i>Melanopsis</i> sp. sampled monthly in Tanninim stream. p value and coefficient of determination for the correlation are shown	4.1.2



מספר עמוד	המפה	מספר המפה
35	Test sites along the Yarqon stream (blue – clean water, red – polluted water)	2.5.1

רשימת תמונות

מספר עמוד	התמונה	מספר התמונה
14	Spring flow near Tanninim stream (100 m downstream of the Roman bridge).	2.1.1
15	Sampling site in Seadia stream	2.1.2

## תקציר

מחסור חמור במים שפירים מגביל את שיקום הנחלים בישראל ומחייב בעת הנוכחית שימוש במים מושבים. בעבודתי בחנתי את האפשרות להשתמש בשחריר הנחלים, חילוון הנפוץ בנחלי ישראל - כמין אינדיקטורי לבחינת השפעות קולחים בנחלים. נלמדה הדיטאמיקה השנתית של החלזון ונבחנה רגישותו לאמוניה, נחושת ומליחות. כמו כן נבדקה רגישותו לאיכות מים בנחל הירקון באתרים נבחרים.

נבחנו חמש אוכלוסיות שחריר מבתי גידול שונים. ערכי תגובת עקה של 50% מהפרטים בחשיפה למשך 96 שעות לנחושת ואמוניה הושוו לקריטריונים מומלצים של ה USEPA ולהמלצות המשרד לאיכות הסביבה.

רגישות השחרירים מעיינות צוקים לנחושת ואמוניה היתה נמוכה באופן משמעותי מרגישות שאר האוכלוסיות. (נחל חרמון, אגם כנרת, נחל סעדיה, נחל תנינים). במקרה של הנחושת נמצא מתאם חיובי בין הרגישות לקשיות המים.

ערכי הרגישות האקוטית לנחושת של אוכלוסיות השחרירים היו גבוהים מערכי Criteria Maximum Concentration (CMC) ו Criteria Continuous Concentration (CCC), שחשבו על פי תלות בקשיות המים. ריכוז הפליטה של נחושת המומלץ ע"י המשרד לאיכות הסביבה נמוך מהערכים הנ"ל. ממצאים אלו מעודדים, אך יש להתייחס אליהם בזהירות ראויה בשל חישוב הקריטריונים CMC ו CCC על בסיס נתונים של מינים מארה"ב.

את ערך ה CMC של אמוניה חישבנו על בסיס נתוני הרגישות האקוטית ( $96h-EC_{50}$ ) של אוכלוסיות השחרירים. תקן הפליטה של אמוניה לנחלים המומלץ ע"י המשרד לאיכות הסביבה נמוך מערך ה CMC הנ"ל. בהעדר מבחנים כרוניים לא ניתן היה לחשב את ערך ה CCC ולכן אין עדין אפשרות להעריך את התאמת התקן המומלץ לאמוניה הנדרש לשיקום נחלים.

קשר מובהק בין תגובת עקה של השחריר ומשתני איכות מים (ריכוז חומר אורגני ואמוניה) מצביע על האפשרות לנצל מין זה כביואידיקטור לניטור איכות המים בנחלים.

## **Abstract**

Water shortage makes the case of stream rehabilitation in Israel particularly difficult. As an interim solution, the Ministry of the Environment adopted the approach of using reclaimed wastewater for stream rehabilitation. This calls for assessment of the criteria of effluent quality planned for discharge into streams.

In this study we tested the suitability of the freshwater snail *Melanopsis* as a bioindicator of water quality in streams. We tested its sensitivity to copper, ammonia and salinity, and to stream water in selected sites of the Yarqon stream. Of the 5 populations examined: Hermon stream, Lake Kinneret, Seadia stream, Tanninim stream and Enot Zuqim, the latter was the least sensitive to both copper and ammonia. The sensitivity of all populations to copper exceeded the Criteria Maximum Concentration (CMC) and that of Criteria Continuous Concentration (CCC). The CMC and CCC were calculated based on USEPA equation for water hardness that was developed for US species. The relevance of this equation to local fauna remains to be studied. The CMC for ammonia is based on the sensitivity of the local *Melanopsis*. This concentration is lower than that recommended by the Ministry of the Environment. However, absence of chronic toxicity information prevents calculation of the CCC. This prohibits evaluation of the appropriateness of the recommended Israeli criteria for ammonia.

Significant correlation between water quality variables (BOD, ammonia) and the proportion of stressed *Melanopsis* suggests that this species can be considered for assessment of water quality in streams.

**מילות מפתח**

**Stream, Bioindicator, *Melanopsis*, Copper, Ammonia**

## הצגת הנושא וסקר ספרות

במקומות רבים בעולם ובישראל נפגעו מקווי מים מפעילות אדם. בשנים האחרונות נעשה מאמץ לשקם מקווי מים פגועים. תנאי הכרחי להצלחת שיקום הוא מעקב אחר מצבו של מקווה המים. מטרתו של המחקר הנוכחי היא בחינת השימוש בחלזון שחריר הנחלים (*Melanopsis*) כבביואינדיקטור לבחינה והערכה של איכות המים ושלמות אקולוגית ("בריאות המערכת"), ובחינת רגישותו לאמוניה ונחישות כמייצגי טיפוס זיהום שונים.

החל משנות החמישים התמקד פיתוח הארץ באזור מישור החוף. פיתוח זה דרש, בין השאר, מים למגזר העירוני, התעשייתי והחקלאי. במקביל יצור השפכים גדל (Bar-Or, 2000). בעולם נהוג למהול את מי השפכים בנחלים, אך מאחר ובארץ המים נלקחו לשימושים השונים נותרו אפיקי נחל ללא זרימת בסיס. נחלים ים תיכוניים מאופיינים בזרימה שטפונית חורפית ובדעיכה הדרגתית של הזרימה במשך חודשי הקיץ (Gasith, 1992). מאחר ומאגרי מים לאגירת מי גשמים וקולחים, המספקים תוספת מים להשקיה, מוקמו באגני הניקוז של הנחלים, הם גרמו לצמצום הזרימות השטפוניות בנחל, להן תפקיד מרכזי בתחזוקת הנחל ושטיפתו (Gasith, 1992).

הפיתוח במישור החוף של ישראל גרם, בנוסף לייבוש הנחלים, להתדרדרות מהירה באיכות המים עקב הזרמת קולחים מהמגזר העירוני והתעשייתי. זיהום זה בא לידי ביטוי למשל בערכים גבוהים של ריכוז חומר אורגני (BOD), עכירות, ריכוזי אמוניה גבוהים וירידה בריכוז החמצן. בנוסף לכך קיים זיהום שמקורו במגזר החקלאי, דוגמת שיירים של חומרי הדברה ודשן. השילוב של צמצום כמות המים הזורמת לנחל וזיהומו, גורמים לשינויים קיצוניים במבנה ובתנאים של בית הגידול ופוגעים בצומח ובחי של המערכת. ברוב נחלי החוף נמצא כי מספר המינים של חסרי החוליות הגדולים ירד מאז שנות החמישים ועד היום. בנחל נעמן למשל, נמצא כי עושר המינים מקיים מתאם הפוך עם ריכוז החומר האורגני, המהווה מדד לזיהום אורגני. כמו כן תועדו בנחל זה ב-1970 14 מינים של חלזונות, בעוד שסקר שנערך ב-1989 פרט 3 מיני חלזונות בלבד (Gasith, 1992).

מאחר ופוטנציאל המים בישראל נמוך ורזרבות מים חסרות, נאלץ שיקום הנחל להסתפק במים באיכויות ירודות כדוגמת כשפכים מטופלים (קולחים). במהלך 1997 בחן המשרד לאיכות הסביבה את איכות קולחים המיוצרים ב-40 מכוני טיהור שונים בארץ, ומצא כי בכ-16% איכות המים הוגדרה בינונית, ב-31% מהמפעלים איכות מים גרועה וב-47% מהמפעלים המים לא עמדו בדרישות הקבועות בחוק (המשרד לאיכות הסביבה, 1997).

בעיה נוספת בשימוש בקולחים היא העדר תקנים מתאימים לריכוזי המזהמים. תקנים אלו אמורים להתבסס על רגישותם של המינים המקומיים למזהמים שונים; על מנת לאפשר קיום של מערכת אקולוגית בריאה ועצמאית. אולם, מידע על רגישות המינים המקומיים למזהמים טיפוסיים חסר, ולכן מרבית התקנים לריכוזי המזהמים (משרד לאיכות הסביבה, 2000), יתכן ואינם מתאימים לקיים חברה אקולוגית בריאה בנחלים.

## מטרות העבודה

מטרת המחקר הנוכחי היא בחינת ההתאמה של שחריר הנחלים לשמש כאינדקס לאיכות מים, בחינת רגישותו של השחריר למזהמים מטיפוסים שונים כאמוניה ונחושת ובחינת התאמתו של השחריר לבחינה והערכה של איכות מים ו"שלמות ביולוגית" (בריאות המערכת).

בהתאם נגזרו יעדי המחקר הבאים:

1.9.1 ברור התפוצה ודינמיקה של אוכלוסיות שחריר הנחלים.

1.9.2 בחינת רעילות נחושת לחלזון שחריר הנחלים.

1.9.3 בחינת רגישות אוכלוסיות שונות של שחריר הנחלים לאמוניה.

1.9.4 בחינת רגישות שחריר הנחלים למליחות.

1.9.5 שימוש בשחריר הנחלים במבחני חשיפה in situ לקביעת איכות מים ושלמות ביולוגית.

1.9.6 הסקת מסקנות לגבי התאמת שחריר הנחלים לשמש כביואינדקס לאיכות מים ולשלמות ביולוגית של מערכת נחל.

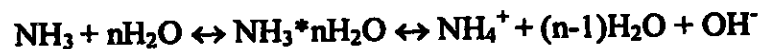
## רקע מדעי

### אמוניה

אחד המרכיבים הדומיננטיים בשפכים העירוניים הוא האמוניה (Monda et al., 1995). האמוניה משתחררת למים לאחר הידרוליזה של אוראה, פירוק ביולוגי של חומצות אמיניות וחומרים אורגניים אחרים המכילים חנקן. ריכוז האמוניה בשפכים גולמיים נע בדרך כלל בין 9-30 מ"ג/ליטר. טיפול ביולוגי סטנדרטי ראשוני ושניוני מרחיק בדרך כלל פחות מ 30% מהאמוניה (Ruffier, 1981).

האמוניה מתקיימת במים בשתי צורות: אמוניה בלתי מיוננת ( $\text{NH}_3$ ), ואמוניה מיוננת - אמוניום ( $\text{NH}_4^+$ ). מספר חוקרים הראו כי רעילות תמיסה מימית של אמוניה נגרמת בעיקרה מפרקצית האמוניה הבלתי מיוננת (Emerson et al., 1975; EPA, 1998; Andersen and Buckley, 1998). הרעילות הגבוהה של האמוניה הבלתי מיוננת נגרמת בשל מעבר מהיר דרך אפיתל העור או הזימים והצטברות של האמוניה בדם וברקמות. בדגים האמוניה גורמת לנזק עצבי מאחר והיא מעקבת את האזנים גלוטמינאז, המעורב בסינטזה של מספר נאורוטרנסמיטורים. חשיפה אקוטית של דגים לריכוזים גבוהים של אמוניה גורמת לעלייה בווטילציה בזימים, לעוויתות, חוסר קואורדינציה, איבוד שווי משקל ולבסוף מוות (Russo, 1985; Harris et al., 2001). ליוני האמוניום רעילות נמוכה יותר בשל הקושי שלהם בכניסה לתאים. יונים של אמוניום גורמים לעיכוב פעולת משאבת היונים  $\text{Na}^+/\text{NH}_4^+$  בזימים, המתבטא בירידה בריכוז הנתרן ולכן פוגע ביכולת לבצע אוסמורגולציה (Maetz, 1972; Rebelo et al., 1999; Harris et al., 2001). חשיפה כרונית של דגים לריכוזים תת-ליטליים של אמוניה גורמת לשינויים היסטולוגיים ברקמות הגוף, ירידה ביכולת רבייה (מספר ביצים נמוך יותר, חיוניות ביצים נמוכה ועיכוב בהשרצה), ירידה בקצב הגדילה וירידה בעמידות למחלות (Russo, 1985).

האמוניה במים עוברת ריאקציית שיווי משקל על פי המשוואה הבאה (Emerson et al., 1975):



פרקציית האמוניה המופיעה בצורה הבלתי מיוננת מושפעת בעיקרה מ pH ומטמפרטורת המים. ריכוז האמוניה הבלתי מיוננת גדל עם העלייה ב pH והעלייה בטמפרטורה. בתנאי מעבדה, ב pH 8 ומטמפרטורה של  $25^\circ\text{C}$ , שינוי pH של 1.5% יגרום לשינוי של 30-24% בריכוז האמוניה הבלתי מיוננת. שינוי של 1.5% בטמפרטורה גורם לשינוי של 2-4% בריכוז האמוניה הבלתי מיוננת (Andersen and Buckley, 1998). גורמים נוספים להם השפעה על רעילות האמוניה לאורגניזמים הם: ריכוזים שונים של חמצן מומס (רעילות האמוניה גדלה עם הירידה בריכוז החמצן), שינויים בריכוז הפחמן הדו חמצני (עליה בריכוז פחמן דו חמצני גורמת לירידה בערכי pH, הגורמת להקטנת הפרקצייה הבלתי מיוננת ולכן לירידה ברעילות האמוניה) ותגובה סינרגיסטית או אדטיבית עם מזהמים אחרים (EPA, 1995). לחוזק היוני השפעה, אם כי קטנה יותר, על ריכוז האמוניה הבלתי מיוננת בתמיסה. ריכוז האמוניה הבלתי מיוננת קטן ככל שהחוזק

היוני גדל. עלייה במליחות ובקשיות המים מפחיתה מעט אך משמעותית את ריכוז ה- $\text{NH}_3$  (Emerson et al., 1975).

מרבית מבחני רעילות לאמוניה נערכו עד כה על דגים ומיעוטם על חסרי חוליות. בעקבות מחקרים אלו רווחת הסברה כי דגים רגישים יותר לאמוניה מאשר חסרי החוליות, אם כי אותם החוקרים מציינים כי עד אשר לא יבחנו חסרי חוליות נוספים יש להתייחס אל סברה זו בספקנות (Monda, 1995; Arthur et al., 1987). על מנת להגן על החברות האקולוגיות המאכלסות את הנחלים בארה"ב, נקבעו תקנים המתירים ריכוז של 0.02 מ"ג/ליטר אמוניה בלתי מיוננת.

## נחושת

הנחושת היא מתכת בעלת פעילות וחשיבות ביולוגית בריכוזים נמוכים. מתכת זו מהווה חלק מהחלבון ההמוציאנין המשמש כפיגמנט נשימה בחסרי חוליות (Underwood, 1971). אולם, בריכוזים גבוהים מהנייל הנחושת רעילה (Mansilla et al., 1995; Xue et al., 1997; Hall et al., 1999). מגנון הרעילות העיקרי של נחושת באורגניזמים המאכלסים בתי גידול מימיים הוא פגיעה באוסמורגולציה, כתוצאה מהרס של משאבות הפועלות לחילוף יונים בשטח הפנים של שכבת האפיתל (Leland and Kuwabara, 1985). ישנן עדויות בדגים כי עם החשיפה לנחושת חלים שינויים במרכיבי הדם. כך למשל, מופיעה ירידה בריכוזי הכלורידים בפלסמה (Leland and Kuwabara, 1985). לאחר חשיפת צדפות לנחושת חלה עלייה ביוני סידן בתאי אפיתל הזימים (Viarengo et al., 1996), כתוצאה מפגיעה במשאבות היונים האחראית לחילוף ה- $\text{Ca}^+/\text{Na}^+$ . לכן, בנוסף לעלייה בריכוז הסידן בתאים, נפגע מפל הריכוזים האלקטרוכימי של הנתון. לאחר חשיפה לנחושת, תאי האפיתל בחילזון המים המתוקים *Biomphalaria glabrata* נראו מנופחים יחסית לביקורת וכן חלו שינויים היסטולוגיים בשטח הפנים של הרקמה (Leland and Kuwabara, 1985). באופן דומה גם Engel and Fowler (1979, מצוטט ב Leland and Kuwabara, 1985) and מדווחים על התנפחות של תאי האפיתל בסרטנים. Cheng and Sullivan (1977) דיווחו על ירידה באוסמולריות של ההמולימפה בחילזון המים *Biomphalaria glabrata*. עוצמת הרעילות של מתכות שונות מושפעת מיכולת האורגניזמים לקשור ולאגור מתכות אלו ולבצע דטוקסיפיקציה. במרבית בעלי החיים, עם החשיפה לנחושת, מופיעים חלבונים בעלי משקל מולקולרי נמוך בשם מתאלותיונין. למולקולות אלו יכולת לקשור נחושת, ולכן מסייעות בהפחתת רעילות הנחושת. מגנון אחר שנצפה בסרטנים הוא יצירת גרנולות (גרגרים) בהם נאגרת הנחושת באזור מסוים של מערכת העיכול (Icely and Nott, 1980, caeca).

אורגניזמים אקוטיים רבים מסוגלים להפריש חלק מהמתכות שנספגו בסביבות מזוהמות ועל ידי כך לשמור על רמה נורמלית של המתכות בגוף. מאידך, Leland and Kuwabara (1985) טוענים כי יכולת זו נמוכה יחסית בצדפות וחלזונות. יתכן וזו הסיבה לשימוש בנחושת כחומר הדברה נגד רכיכות.

הנחושת חודרת למערכות מים ממקורות שונים, למשל צינורות נחושת, תעשייה, שימושי חקלאות שונים דוגמת טיפול במחלות צמחים וטיפולים כנגד אצות במים. חוקרים רבים טוענים כי צורות

שונות של הנחושת דוגמת יונים מומסים ( $\text{Cu}^{+2}$ ) ולא כלל ריכוז הנחושת קובעים את הזמינות הביולוגית של הנחושת לאורגניזמים ולכן משפיעים על רעילותה (Xue et al, 1995; Mansilla- Rivera and Nriagu, 1999). גם תרכובות דוגמת  $\text{CuOH}^+$  ו  $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{+2}$  הן בעלות השפעות רעילות בתנאים שונים (Mansilla-Rivera and Nriagu, 1999). מצב החימצון העיקרי של הנחושת במים הוא דו ערכי ( $\text{Cu}^{+2}$ ), יון זה מאוד ריאקטיבי ויוצר קומפלקסים ומשקעים עם חומרים אורגניים (למשל חומצות אמינו ומוצקים מרחפים) ואנאורגניים (למשל קרבונט, פוספט). אלקליניות ו pH הם הגורמים המרכזיים המשפיעים על הספציאציה של הנחושת בהעדר ליגנדים אחרים (EPA, 1990). ב pH של מערכות מים טבעיות (6-9.3) הקומפלקס הדומיננטי של הנחושת הוא  $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{-2}$  (Stumm and Morgan, 1970; Mansilla-Rivera and Nriagu, 1999).

### ניטור ביולוגי

עד כה עיקר ניטור איכות המים בנחלי ישראל התבסס על מדדים כימיים ופיסיקליים של דגימות מים (Bar-Or, 2000). מדדים כדוגמת ריכוז חומר אורגני, ריכוזי מתכות, ריכוז חמצן ואמוניה שימשו ככלי להערכת איכות המים. אולם, לניטור הכימי מספר חסרונות:

1. הוא נותן תמונת מצב נקודתית במקום איסוף הדגימה.
2. הוא נותן תמונת מצב רגעית בזמן.
3. עלות הבדיקה עשויה להיות גבוהה.
4. הוא אינו מספק מידע על השפעת איכות המים על החי והצומח (אינו משקף למשל השפעות אדטיביות וסינרגיסטיות).

אפשרות אלטרנטיבית היא ניטור המערכת על ידי שימוש במינים אינדיקטוריים. בספרות, במקרים רבים אין הבחנה בין ניטור באמצעות מינים אינדיקטוריים biological indicators לבין biological monitoring. בעבודה הנוכחית מוגדר מין אינדיקטורי כמין שנוכחותו או היעדרותו מצביעים על תנאי בית הגידול ("בריאות המערכת"). לכל אורגניזם עמידות מוגבלת לעקות סביבתיות ולמזהמים שונים. בחשיפה קצרת טווח או בחשיפה לריכוזים נמוכים של מזהם יפעיל האורגניזם מנגנוני התמודדות שונים וישרוד. בחשיפה ארוכה יותר או לריכוזים גבוהים יותר יופיעו סימני עקה, עד אשר החשיפה תעבור ערך סף קריטי עימו לא יוכל האורגניזם להתמודד ויעלם מהמערכת (Phillips and Rainbow, 1994). בניגוד לניטור הביולוגי המבוסס על מעקב אחר שינויים בתגובות האורגניזם (מבניות או פונקציונליות), נוכחות או היעדרות של הביואינדיקטור מהווה סמן לערך הקריטי של המזהם או ערכים גבוהים ממנו. לאינדיקטור האידיאלי מספר תכונות (Johnson et al., 1992):

1. טקסונומיה ברורה וזיהוי פשוט, רצוי גם על ידי אנשים שאינם מומחים.
2. תפוצה רחבה אזורית או גלובלית המאפשרת השוואה בין בתי גידול במרחב גיאוגרפי רחב.
3. שפיעות גבוהה המאפשרת איסוף ודיגום נוחים.
4. וריאביליות גנטית צרה המפחיתה את שונות התגובה.
5. גודל גוף יחסית גדול המאפשר נוחות איסוף ובדיקה.



6. יכולת תנועה מוגבלת כך שייצג תנאים סביבתיים מקומיים.
  7. בעל רגישות נמוכה לשינויים טבעיים בתנאי הסביבה.
  8. משך חיים ארוך יחסית על מנת שישקף טווחי חשיפה ארוכים.
- כיום מקובל שימוש באורגניזמים שונים לניטור הסביבה המימית בניהם אצות, חסרי חוליות, דגים וזו חיים. ברכיכות נעשה שימוש רב מאחר והם נוחים לאיסוף, בעלי יכולת תנועה מוגבלת, גודל גוף גדול יחסית ומשך חיים ארוך (Keller and Lydy, 1997).

### מבחני רעילות

אחת הדרכים המקובלות לבחינת השפעת תנאי בית הגידול על אורגניזמים היא מבחני רעילות (bioassays). מבחני הרעילות משמשים להערכת הריכוז ומשך החשיפה של החומר הנבדק הדרושים לגרימת אפקט מוגדר באורגניזם המבחן. ישנן שתי גישות עיקריות לביצוע מבחני הרעילות:

- א. בחינת הרעילות בתנאי מעבדה מבוקרים.
  - ב. בחינת רעילות בבית הגידול ע"י חשיפת האורגניזמים לתנאים במערכת (in situ).
- על פי הגישה הראשונה ניתן לחשוף את האורגניזמים לתמיסות הרעלן במספר מבחנים: א. מבחן מסוג Static test בו חומר המבחן מוסף למים בתחילת הניסוי לקבלת תנאי המבחן הרצויים, ב. מבחן מסוג Renewal test בו המבחן מתבצע במים עומדים, ללא זרימה, אולם תמיסות המבחן מוחלפות תקופתית וג. במבחן Flow-through test בו תמיסות המבחן מוזרמות אל כלי המבחן באופן רציף וריכוז החומר נשאר יחסית קבוע (Rand and Petrocelli, 1985).
- ניתן לחלק את מבחני הרעילות לפי זמן החשיפה. מבחני רעילות אקוטיים בוחנים את השפעת הרעלן על האורגניזמים לאחר חשיפה למשך זמן קצר יחסית (בדרך כלל עד 96 שעות) ומבחני רעילות כרוניים חושפים את האורגניזמים לריכוזים תת - ליטליים למשך זמן ארוך יותר. מאחר ומוות הוא מדד נוח לזיהוי, מבחני הרעילות הנפוצים ביותר בודקים את תמותה כתגובה למבחן. ניתן להגדיר תגובת השפעה שונה מתמותה כמו למשל איבוד שיווי משקל בדגים, או סגירת מכסה הקונכייה בחלזונות. תגובה זו מוגדרת כתגובת עקה (stress). במבחנים האקוטיים נהוג לחשוף את האורגניזמים לתמיסות המבחן לפרקי זמן של 96 שעות ולבחון את הריכוז הגורם למוות ב 50% מהאוכלוסייה שנבחנה. ערך מחושב זה נקרא  $96h-LC_{50}$  (median lethal concentration). בבחינת תגובת עקה מחושב הריכוז האפקטיבי -  $96h-EC_{50}$  (median effective concentration), (Rand and Petrocelli, 1985).

### רעלן בוחן

אחת הבעיות של מבחנים ביולוגיים (bioassay) היא הצורך לאבחן את "המצב הבריאותי" (פיסיולוגי) של האוכלוסייה הנבחנת. אחד הקריטריונים לקביעת מצב בריאות האוכלוסייה הוא אחוז התמותה של אוכלוסיית המבחן במהלך תקופת האקלוס. מדד מהימן יותר הוא שימוש ברעלן בוחן reference toxicant לקביעת בריאות האוכלוסייה. רעלן בוחן הוא חומר שמטרתו

לקשר בין תגובת הרעילות של אוכלוסייה בזמן ומקום אחד לבין תגובת הרעילות של אוכלוסייה מאותו המין, בזמן ומקום אחר. במודל זה נחשפת אוכלוסיית המבחן תקופתית לרעלן הבוהן כנגד ציר זמן. תגובה יציבה (במרחב של עד 2 סטיות תקן מהממוצע) מעידה על יציבות פיסיוולוגית של האוכלוסייה, חריגה מטווח זה פוסלת את האוכלוסייה למבחן הביולוגי (Chapman, 2000).

לחומר בוהן אידיאלי מספר תכונות (Lee, 1980):

1. ניתן למדידה נוחה וזולה בתמיסות בריכוזים הרלוונטיים למבחן הביולוגי.
  2. רעילות בריכוזים נמוכים.
  3. גורם לתגובה מהירה.
  4. מנגנון רעילות לא ספציפי (רעיל הן לחסרי חוליות והן לדגים).
  5. חומר שקיים מידע על רעילותו ותכונותיו בתמיסה.
  6. חומר יציב בתמיסה מימית (לא נדיף, יציב מפני פירוק ביולוגי וכדומה) על מנת שריכוזו יישאר קבוע במערכת מבחן סטטית.
  7. בעל רעילות נמוכה לאדם.
- קשה למצוא חומר אחד העומד בכל הדרישות הנ"ל. במחקר הנוכחי בחנו את האפשרות של שימוש בגפרת הנחושת ( $CuSO_4$ ) כרעלן בוהן. בנחושת נעשה שימוש רב במבחני רעילות, הוא מזוהה כחומר רעיל לאורגניזמים שונים בריכוזים נמוכים, ואינו מסוכן לאדם.

## שחריר הנחלים

מבין הרכיכות הקיימים בארץ בחרתי לבחון את השימוש בחלזון מסוג שחריר הנחלים *Melanopsis* (*Gastropoda, Mesogastropoda, Thiaridae*) כביואינדיקטור. הסוג שחריר נפוץ סביב הים התיכון, ממצרי גיברלטר ועד מסופוטמיה. אוכלוסיות של שחריר מוצאים באופן מקוטע מזרם-מערב ספרד וצפון אפריקה ועד איטליה ויוון, כולל קפריסין. גם באסיה ניתן למצוא את השחריר, פרט לאזורים המזרחיים לאנטליה, והחלק המזרחי של אירן (Glaubrecht, 1993).

שחריר הנחלים הוא חלזון המים המתוקים הנפוץ בנחלי ישראל (הלר, 1993), ניתן למצוא אוכלוסיות של שחרירים במקווי מים רבים מהגולן ועד ים המלח, מהבקעה ועד מישור החוף (אורטל, 1990; עבודה נוכחית). השחריר חי במגוון רחב של גופי מים הכוללים נחלים, מעיינות, אגמים, תעלות השקיה ומאגרים. הוא ניזון מחומר אורגני צמחי או אנימלי נרקב (תצפיות בעבודה הנוכחית; Mouahid at al., 1996). השחריר מתרבה ע"י הטלת קפסולות ביצים המודבקות בצדן התחתון של תשתיות אבניות, בשקעים או אזורים מוסתרים אחרים (נמצאו בשבי בלבד), או הטלת ביצים בודדות (נמצאו בטבע). יתכן כי לשחריר אסטרטגיות רבייה שונות המהוות התאמה לשינויים בתנאים כימיים פיסיקליים בגופי המים. הסבר חלופי הוא התאמת אסטרטגיית הרבייה להגנה מקסימלית על הביצים בבתי גידול שונים. בבית גידול עם מצע חולי מוטלות ביצים בהירות המוסוות היטב בקרקעית ואילו במצע אבני מוטלות מסות ביצים שנעטפות בחלקי סדימנט ודטריטוס המסווה את ההטלות על רקע הסלעים (Mouahid at al., 1996).

לסוג שחריר הנחלים פנוטיפים רבים של הקונכייה. וריאביליות זו הובילה במהלך השנים לאי יציבות בסיסטמטיקה של השחריר (Glaubrecht, 1993). הסוג *Melanopsis* הוגדר לראשונה על ידי Olivier (1801 מצוטט ב Heller at al., 1999) שתיאר 2 מינים: *M. costata* - בעלי קונכייה מצולעת ו *M. buccinoidea* - בעלי קונכייה חלקה. מאז Olivier החלו חוקרים רבים למצוא ולהגדיר מינים חדשים של שחרירים, בניהם Bourguignat (1884 מצוטט ב Heller at al., 1999) שחילק את הסוג שחריר סביב הים התיכון ל 93 מינים. Tchernov (1975) טוען כי הוריאביליות מקורה במגוון אקוטופים רב, וכל השחרירים סביב הים התיכון שייכים למעשה לאותו המין *M. praemorsum*. חילוקי הדעות באשר לסיסטמטיקה של השחריר עדיין קיימים. בתחילת המחקר בחרנו בסיסטמטיקה המחלקת את השחרירים בישראל ל 5 מינים: *M. saulcyi*, *M. buccinoidea*, *M. costata*, *M. eremita* ו *M. cerithiopsis* (מיניס ואורטל, 1994). בהמשך המחקר הותאמה הסיסטמטיקה לעדכון של Mienis and Ortal (2001) ומיניס (מידע בע"פ) ונקבע כי: *M. saulcyi*: אינו מין בפני עצמו, אלא היבריד של המינים *M. buccinoidea* ו *M. costata* וכן הוגדר מין נוסף: *Melanopsis lampara*. סיסטמטיקה זו מאפשרת הגדרה של מרבית אוכלוסיות השחריר בארץ. מאחר ואוכלוסיות נחל תנינים טרם הוגדרה על ידי מיניס ואורטל היא מכונה בעבודה זו *Melanopsis sp.* חמישה מיני השחריר וטיפוס המוגדר כב-כלאיים, שנאספו באתרי המחקר ואתרים נוספים מוצגים באיור 1.1.

### השערת העבודה

השערת המחקר היא כי שחריר הנחלים הנעדר מקטעי נחל מזוהמים רגיש לזיהום מים. לכן צפוי כי ירידה באיכות מים, כתוצאה מזיהום, תגרום לתמותה והעלמות של פרטים. ניטור של שינויים בתגובת שחריר הנחלים תוכל לשמש כאינדיקטור לשינויים באיכות המים. מבין מרכיבי הזיהום בנחלים האמוניה, שהוא תוצר פירוק חומר אורגני, רעיל ביותר למאכלסי מים ומהווה מרכיב מרכזי. לכן, צפוי שהוא תורם עיקרי להפרעה אקולוגית הנגרמת על ידי זיהום זה ולפגיעה באוכלוסיות השחריר. הרגישות לאמוניה צפויה להשתנות עם שינוי במרכיבי איכות מים נוספים (למשל ריכוז חמצן מומס).

## 2. שיטות

### 2.1 תפוצה ודינמיקה של אוכלוסיות שחריר הנחלים

נבחנו נוכחות אוכלוסיות שחרירים בטבע במחזור שנתי והרכב האוכלוסייה (גיל/גודל).

#### 2.1.1 תפוצת שחריר הנחלים

תפוצה ארצית של שחריר הנחלים נקבעה בעיקר על נתוני ספרות (אורטל 1990, Heller et al 1999), ובמידה מוגבלת מבדיקות בנחלים נבחרים.

#### 2.1.2 דינמיקה ומבנה אוכלוסיות השחריר

שינויים בצפיפות וגודל הפרטים של שחריר הנחלים נבדקו מדי חודש במהלך 2000-2001, בנחלים תנינים וסעדיה. בנחל תנינים נבדקה אוכלוסייה במעיין הנובע בגדה הדרומית, כ 100 מטר במורד לסכר הרומי. האתר כולל נביעה פעילה וערוץ קטן הזורם אל הנחל. התשתית טינית, סביב הנביעה צמחייה צפופה של אשלים (איור מספר 2.1.1). נתונים על משתנים נבחרים של איכות מים באתר מסוכמים בטבלה 2.1.1. מפרט רחב יותר של מדדי מים (Kafri et al., 2001) מסוכם בנספח 1.

Table 2.1.1: Selected water quality variables (dissolved oxygen, conductivity, salinity and temperature) measured in Tanninim stream at different dates (oxygen-conductivity meter YSI 85)

Date	D.O. (%saturation)	D.O. (mg/l)	Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	Salinity (ppt)	Temperature (°C)
16/01/00	34	2.8	4848	2.6	21
22/02/00	19	1.62	4874	2.6	22
24/03/00	10	0.85	4911	2.6	22.2
27/04/00	16.6	1.35	4900	2.6	
23/05/00	22.5	1.74	4002		
26/06/00	24.8	2.02	5030	2.7	25.2
27/07/00	33.6	2.65	5000	2.7	25.5
26/10/00		4.8	4600	2.7	24.5
18/12/00	25.5	2.3	4920	2.6	
31/01/01	35	0.95	5070	2.7	21.3
20/02/01			4898	2.6	
26/03/01	22.1	1.83	5090	2.7	23.3
30/04/01	17.7	1.55	5100	2.7	22.5
30/05/01	33	2.8	5140	2.8	24.8

בנחל סעדיה (מקורו מדרום לצומת הציק-פוסט) נבדקה אוכלוסייה במעלה הערוץ, כ - 5 מטר צפונה ממסילת הרכבת שלאורך רחוב ההסתדרות בחיפה. התשתית אבנית, וקטע קצר של תעלה יצוקה בטון עם אבנים פזורות ובהמשך תשתית טינית. באתר מזדקרת צמחיית מים הכוללת בעיקר קנה, גומא הפרקים וסמר. בגדות צומח בעיקר טיון דביק (איור 2.1.2). נתונים על משתנים נבחרים של איכות מים באתר סעדיה מסוכמים בטבלה 2.1.2. מפרט רחב יותר של נתונים מפורט בנספח 1.

Table 2.1.2: Selected water quality variables (dissolved oxygen, conductivity, salinity and temperature) measured in Seadia stream at different dates (oxygen-conductivity meter YSI 85)

Date	D.O. (%saturation)	D.O. (mg/l)	conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at $25^\circ\text{C}$ )	Salinity (ppt)	Temperature ( $^\circ\text{C}$ )
03/12/99	65	5.65	2092	1.1	21.4
16/01/00	59.6	5.24	1950	1	21.1
22/02/00	60	5.26	2300	1.2	21.2
24/03/00	40.5	3.57	2325	1.2	21.2
27/04/00	66.2	5.7	2352	1.2	
23/05/00	67.5	5.92			21.5
26/06/00	66.4	5.83	2150	1.1	21.6
27/07/00	70.6	5.86	2164	1.1	21.8
28/08/00	65.7	5.63	2142	1.1	22
26/10/00				1	21
18/12/00	59	5.17	2115	1.1	21.2
08/01/01	63	5.55	2245	1.2	21.3
20/02/01	66	5.82	2344	1.2	21.1
26/03/01	75.8	6.62	2557	1.3	21.6
30/04/01	65.6	6.18	2278	1.2	21.7
30/05/01	66.6	5.8	2288	1.2	21.5

#### דיגום לקביעת צפיפות והרכב גזלים באוכלוסייה

1. האוכלוסייה הגדמת נאספה באמצעות דוגם גלעין בקוטר 13 ס"מ (שטח 132.7 סמ"ר), עומק הדגימה כ 5 ס"מ. כל דגימה כללה 3 תת-דגימות גלעין, שה"כ נלקחו 10 דגימות בכל אתר.

2. דגימות הסדימנט עם השחרירים הועברו לרשת בגודל נקבים של  $200\mu$  וסוננו על מנת להרחיק את הסדימנט.
3. הדגימה המסוננת הועברה לצנצנת זכוכית בנפח 720 מ"ל שמולאה במים מהאתר.
4. הדגימות הועברו למעבדה בציננית. בחודשי הקיץ הוסף לציננית קרח על מנת לשמור על טמפרטורה נמוכה.
5. עוד ביום הדיגום הועברו הדגימות לכלי פלסטיק (מידות: 22, 17.5, 8 ס"מ). על מנת להפריד את החלזונות מהסדימנט הוחזקו החלזונות בכלים כ 30 דקות (לשחרירים נטייה לעלות לפני השטח של הסדימנט ולטפס על דפנות הכלי). השחרירים נאספו לצנצנת עם מי ברז מאוררים.
6. אורך הקונכייה של הפרטים הגדולים מ 5 מ"מ נמדד בקליבר דיגיטלי ומספר השחרירים בדגימה נספר.
7. מבחן ANOVA בוצע לבחינת השונות בין ממוצע אורך הקונכייה והצפיפות הפרטים בין הדיגומים בכל אתר.
8. מבחן אפוסטריורי בוצע לקביעת השוני בין תאריכי הדיגום.



**Figure 2.1.1: Spring flow near Tanninim stream (100 m downstream of the Roman bridge).**



Figure 2.1.2: Sampling site in Seadia stream



## 2.2 רעילות נחושת לחילזון שחריר הנחלים

### 2.2.1 בחינת מערכת הניסוי

#### א. מבחנים סטטיים במי ברז

בדיקה זו נועדה לבחון אפשרות של עריכת המבחנים הביולוגיים במי ברז מאווררים. היתרון בשימוש במי ברז הוא שאין צורך בהבאת מים מבית הגידול. לצורך זה הופחתה המליחות של מי הנחל בהדרגה, במהלך אקלום האוכלוסיות, בקצב של 200 יחידות מוליכות חשמלית ב 48 שעות ( $200\mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ ), עד למוליכות חשמלית של מי ברז ( $1000\mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ ).

#### אקלום האוכלוסייה

1. אוכלוסיות של שחרירים נאספו במעלה נחל סעדיה ובמורד נחל תנינים.
2. במעבדה הוחזקו החלזונות באקווריומים בנפח של כ- 53 ליטר, שמולאו ב כ- 40 ליטר במים שנאספו בבית הגידול. המים סוננו באמצעות פילטר (millenium 2000) ואווררו.
3. אחת ליומיים –שלושה הואכלו החלזונות בעלי חסה טריים, גזר או תפוחי עץ.
4. אחת ליומיים נמהלו המים במי ברז שאווררו לפחות 72 שעות והמוליכות החשמלית הורדה בהדרגה.
5. בתום האקלום הועברו החלזונות למכלי פלסטיק בנפח 140 ליטר (מידות בסיס 70\*50 ס"מ גובה 40 ס"מ), שמולאו ב כ 100 ליטר מי ברז. המכלים ממוקמים מחוץ למעבדה, הקרקעית רופדה באבנים וענפים והמים סוננו באופן קבוע בפילטר (millenium 2000) ואווררו.

#### מהלך הניסוי

1. ריכוזי הנחושת הוכנו על ידי הוספת נפח מתאים מתמיסת אם של נחושת גפרתית בריכוז 0.1 מ"ג/ליטר למי ברז מאווררים, לקבלת ריכוזי הנחושת הרצויים. מי ברז מאווררים שימשו לביקורת.
2. ממכלי הגידול הוצאו פרטים פעילים (אופרקולום פתוח וצמודים למצע) הגדולים מ 14 מ"מ. לאפיון גודל הפרטים באוכלוסיות המבחן נבחר מדגם באופן אקראי ונמדד אורך הקונכייה בעזרת קליבר דיגיטלי.
3. על מנת לפזר את החלזונות באופן שווה בצנצנות המבחן פוזרו החלזונות תחילה לצלוחיות פטרי עד שהושלם המספר הנדרש (25-15 פרטים לצלוחיות).
4. מכל צלוחית נאספו החלזונות והוכנסו לסלסילת רשת מפלסטיק (גודל נקבים 2 מ"מ), שהוכנסה לאחת מצנצנות הניסוי. רשת זו נועדה למנוע מהשחרירים לטפס על דופן הכלי מחוץ למים. המים בצנצנות אווררו. השחרירים נחשפו לתמיסות המבחן למשך 96 שעות.
5. לאחר חשיפת החלזונות לתמיסות המבחן, הועברו הסלסילות עם השחרירים לצנצנות זכוכית זהות עם מי ביקורת (מי ברז מאווררים, ללא נחושת) להתאוששות של 24 שעות.
6. בתום תקופת ההתאוששות הוצאו החלזונות מהסלסילות, הועברו לצלוחיות פטרי מזכוכית למשך 30 דקות שבסופן הוגדר מצב החלזונות כ"בלתי מושפעים" - חלזונות שפתחו

אופרקולום ונצמדו למצע ו "תחת השפעה" (stressed) - חלזונות שלא פתחו אופרקולום או בעלי אופרקולום פתוח אולם אינם מצליחים להיצמד למצע. תגובה זו הוגדרה כתגובה אפקטיבית.

7. ערכי רגישות  $96h-EC_{50}$  חושבו לכל ניסוי על ידי שימוש בתכנת probit (EPA, Version 1.5).

### ב. בחינת קשר גודל השחרירים ורגישותם לנחושת

ניסוי זה נועד לבדוק האם קיים מתאם בין רגישות שחרירים לנחושת (ערכי  $96h-EC_{50}$ ) לבין גודל השחרירים.

### איסוף החלזונות ואקלום

1. ב 28/09/00 נאספו אוכלוסיות שחרירים במעלה נחל סעדיה ובמורד נחל תנינים והועברו בנפרד למעבדה.

2. האוכלוסיות אוקלמו על פי הפרוטוקול המפורט בסעיף 2.2.1 (אקלום האוכלוסייה, סעיפי משנה 2-4)

### הכנת הניסוי

1. ב 17/10/00 נבחרו מכל אוכלוסייה שחרירים פעילים (אופרקולום פתוח וצמודים למצע). כל אוכלוסייה נחלקה לשתי קבוצות גודל על פי הערכה. לביסוס החלוקה לגדלים נבחרו מכל קבוצת גודל 48 פרטים באופן אקראי ואורכם נמדד בקליבר דיגיטלי. מבחן סטטיסטי ANOVA בוצע לביסוס הבדלי הגדלים (טבלה 2.2.1).

Table 2.2.1: Mean and SD of the size groups of *Melanopsis* from Tanninim and Seadia (ANOVA).

size	Seadia stream		Tanninim stream	
	large	small	large	small
Mean (mm)	18.3	14.5	19.3	14.7
SD (mm)	1.7	0.8	1.9	1.3
P value	0.001>P		0.001>P	

2. הניסוי נערך בצנצנות זכוכית בגנח 1.5 ליטר, הצנצנות מולאו ב 1 ליטר מי ביקורת (מי ברז מאווררים). עבור כל קבוצת גודל הוכנו 2 ריכוזי נחושת, 0.1 ו 0.25 מ"ג/ליטר מתמיסת אס של גפרת הנחושת בריכוז 0.1 מ"ג/ליטר. לכל קבוצת גודל, בכל ריכוז בוצעו 3 חזרות.

3. על מנת לחלק את החלזונות בצנצנות המבחן באופן שווה, נבחרו מכל אוכלוסייה ובכל קבוצת גודל פרטים פעילים (צמודים למצע ונעים) והועברו באופן פרטני לצלוחיות פטרי עד ל- 20 פרטים לצלוחית.

4. מכל צלוחית נאספו הפרטים, הוכנסו לסלסילות רשת מפלסטיק (גודל נקבים 2 מ"מ) שהוכנסה לצנצנת הניסוי המתאימה. המים בצנצנות אווררו. השחרירים נחשפו לתמיסות המבחן למשך 96 שעות.
5. להתאוששות וקביעת ריכוז הנחושת האפקטיבי ראה סעיף 2.2.1 (מהלך הניסוי, סעיפי משנה 5-7)

### 2.2.2 השפעת תהליך האקלום על רגישות שחריר לנחושת

מטרת ניסויים אלו היא בחינה של מערכת ניסוי לבדיקת רגישות החלזון שחריר הנחלים לגפרת הנחושת, והיישום של שימוש בגפרת הנחושת כ"רעלן בוחן". עבור כל המבחנים הביולוגים הועברו האוכלוסיות מבית הגידול למעבדה במכלי פלסטיק בנפח 25 ליטר ביום הדיגום.

#### א. בחינת השפעת תהליך האקלום

בדיקה זו נועדה לבחון את השפעת תהליך האקלום למי ברז על רגישות החלזונות לנחושת. בניסוי זה נבחנו ערכי רגישות של חלזונות שאוקלמו למוליכות חשמלית של מי ברז ונבחנו במי ברז לבין חלזונות שהוחזקו במי נחל ונבחנו במי הנחל.

#### איסוף החלזונות ואקלום

1. ב - 17/12/00 נאספה אוכלוסיית שחרירים ממעלה נחל סעדיה והובאה למעבדה.
2. במעבדה חולקה האוכלוסייה ל 2 אקווריומים זהים בנפח 52.5 ליטר, שמולאו בכ- 40 ליטר במים שנאספו בבית הגידול. המים סוננו בפילטר (Millenium 2000) ואווררו. האוכלוסיות הואכלו בעלי חסה טריים במינון זהה.
3. באחד האקווריומים נמהלו מי הנחל אחת ליומיים-שלושה במי ברז שאווררו 72 שעות, בקצב של 200 יחידות מוליכות ב 48 שעות ( $200\mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ ), עד למוליכות חשמלית של מי ברז ( $\sim 1000\mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ ).

#### מהלך הניסוי

1. הניסוי בוצע בצנצנות זכוכית בנפח 1.5 ליטר, שמולאו ב 1 ליטר במדיום הרצוי: מי ברז או מי נחל. עבור כל טיפול - אקלום-למי ברז וללא אקלום למי ברז, בוצעו 3 חזרות (בכל חזרה ביקורת ללא נחושת + 5 ריכוזי נחושת שונים). תמיסות הנחושת הוכנו על ידי הוספת נפח מתאים מתמיסת אם של נחושת גפרתית לקבלת הריכוזים הרצויים.
2. על מנת לפזר את החלזונות באופן שווה בצנצנות המבחן פוזרו החלזונות תחילה לצלוחיות פטרי עד שהושלם המספר הנדרש (15-20 פרטים לצלוחית).
3. מכל צלוחית נאספו החלזונות, הועברו לסלסילות רשת מפלסטיק (גודל נקבים 2 מ"מ) והוכנסו לאחת מצנצנות הניסוי. שחרירים שאוקלמו למי ברז, הוכנסו לצנצנות המבחן שהוכנו במי ברז. שחרירים שלא אוקלמו למי ברז ונשמרו במי נחל סעדיה, הוכנסו לצנצנות

המבחן שהוכנו במי נחל סעדיה. המים בצנצנות אווררו. השחרירים נחשפו לתמיסות המבחן למשך 96 שעות.

4. בתום החשיפה הועברו כל החלזונות להתאוששות למשך 24 שעות בצנצנות זכוכית זהות: חלזונות שעברו אקלוס הועברו להתאוששות במי ברז מאווררים וחלזונות ללא אקלוס הועברו להתאוששות במי נחל סעדיה מאווררים.

5. התאוששות וקביעת התגובה ראה סעיף 2.2.1 (מהלך הניסוי, סעיפי משנה 6-7)

6. אנליזה סטטיסטית (ANOVA) בוצעה לבחינת ההבדל בערכי הרגישות ( $EC_{50}$ -96h) בין שני הטיפולים.

### ב. רגישות לנחושת במבחנים סטטיים במי ברז מותאמים למוליכות חשמלית של מי המקור

מטרתו של ניסוי זה היא בחינת האפשרות של עריכת מבחני רעילות במי ברז בעלי מוליכות חשמלית זהה לזו של מי הנחל כתחליף למי הנחל.

ניסוי זה בוצע פעמיים: הניסוי הראשון בוצע במלח (Instant ocean (Aquatic System). הניסוי השני במלח מסוג Sigma שאיכותו ועלותו גבוהים יותר.

### איסוף החלזונות ואקלוס

1. בניסוי הראשון נאספה אוכלוסיית שחרירים ממעלה נחל סעדיה ב 31/01/01, בניסוי השני נאספה אוכלוסייה באותו אתר ב- 30/04/01. בכל תאריך נאספו מים מהנחל למבחן הביולוגי.

2. במעבדה הוחזקה כל אוכלוסייה באקווריום בנפח כ- 52.5 ליטר, שמולא בכ - 40 ליטר במים שהובאו מבית הגידול. המים באקווריום סוננו בפילטר (Millenium 2000) ואווררו. באם נמצא כי המוליכות החשמלית עלתה (כתוצאה מנידוף) נמהלו המים במים מזוקקים להחזרים למוליכות החשמלית של מי הנחל.

### מהלך הניסוי

1. הוכנו צנצנות זכוכית בנפח 1.5 ליטר. עבור כל טיפול - רגישות לנחושת במי ברז במוליכות מי המקור ובמי המקור בוצעו 3 חזרות (בכל חזרה בקרה ללא נחושת + 5 ריכוזי נחושת שונים). ריכוזי הנחושת הוכנו על ידי מילוי הצנצנות ב 1 ליטר מי ברז במוליכות מי המקור או מי הנחל, בתאמה, והוספת נפח מתאים מתמיסת אם של נחושת גפרתית עד לקבלת הריכוזים הרצויים.

2. להמשך העמדת הניסוי ראה סעיף 2.2.1. (מהלך הניסוי, סעיפי משנה 2-4).

3. לאחר חשיפת החלזונות לתמיסות המבחן, הועברו השחרירים לצנצנות זכוכית זהות עם מי ביקורת (מי ברז במוליכות חשמלית זהה למי המקור או מי המקור) להתאוששות למשך 24 שעות נוספות.

4. להתאוששות וקביעת השפעת הנחושת ראה סעיף 2.2.1. (מהלך הניסוי, סעיפי משנה 6-7).

5. מבחן ANOVA בוצע לקביעת הבדל ברגישות השחרירים לנחושת בין שני הטיפולים.

- ג. בחינת השפעת הורדת המליחות והשבתה למליחות מי המקור על רגישות שחרירים לנחשת**  
 מטרתו של ניסוי זה היא בחינת השפעת שינויי מוליכות חשמלית על רגישות שחריר הנחלים לנחשת. בניסוי זה נבחנה רגישותם של שחרירים לנחשת בטיפול אקלוס שונים:
- I. החזקה במי נחל (יום אחד) וביצוע המבחן במי ברז במוליכות זהה למי המקור.
  - II. אקלוס למוליכות חשמלית של מי ברז בקצב של 200 יחידות מוליכות חשמלית ב 48 שעות (במשך שבועיים) ובחינת רגישות החלזונות לנחשת במי ברז.
  - III. אקלוס אוכלוסייה מסעיף II למליחות מי המקור בקצב של 200 יחידות מוליכות חשמלית ב 48 שעות (במשך שבועיים) ובחינת החלזונות במי ברז במוליכות מי המקור.
  - IV. החזקת האוכלוסייה במי הנחל (4 שבועות) ובחינה במי ברז במוליכות הזוהה למי המקור.

#### **איסוף האוכלוסייה ואקלוס**

1. ב 20/02/01 נאספה אוכלוסייה של שחרירים ממעלה נחל סעדיה והובאה למעבדה. במיכל זומה נאספו מים מבית הגידול. טרם איסוף האוכלוסייה נמדדה המוליכות החשמלית של מי הנחל בעזרת אלקטרודה YSI 85 oxygen-conductivity meter.
2. במעבדה חולקה האוכלוסייה ל 2 אקווריומים בנפח 52.5 ליטר, שמולאו בכ - 40 ליטר במי בית הגידול. בשני האקווריומים סוננו המים בפילטר (millenium 2000) ואווררו. שתי האוכלוסיות הואכלו בעלי חסה טריים במינון זהה.
3. באחד האקווריומים נמהלו מי הנחל אחת ליומיים - שלושה במי ברז. שאווררו כ 72 שעות. המוליכות החשמלית הורדה בכ-  $200 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$  עד הגיעה המוליכות החשמלית של המים למוליכות חשמלית של מי ברז ( $1000 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ ).
4. בתום האקלוס למי ברז נעשה תהליך אקלוס חוזר למליחות מי המקור על ידי הוספה של מלח מסוג Instant ocean בקצב של כ-  $200 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$  אחת ליומיים.

#### **I. אקלוס במי נחל (יום אחד) וביצוע המבחן במי ברז במוליכות זהה למי המקור**

1. צנצנות זכוכית בנפח 1.5 ליטר מולאו ב 1 ליטר מי ברז במוליכות מי המקור. לקבלת ריכוזי הנחשת הרצויים הוסף נפח מתאים מתמיסת אס של נחשת גפרתית בריכוז 0.1 מ"ג/ליטר. הוכנו 3 חזרות (בקרה ללא נחשת + 5 ריכוזי נחשת שונים).
2. להמשך העמדת הניסוי ראה סעיף 2.2.1. (מהלך הניסוי, סעיפי משנה 2-4).
3. לאחר חשיפת החלזונות לתמיסות המבחן למשך 96 שעות הועברו השחרירים לצנצנות זכוכית זהות עם מי ביקורת (מי ברז במוליכות מי המקור) להתאוששות של 24 שעות.
4. להתאוששות וקביעת השפעת הנחשת ראה סעיף 2.2.1. (מהלך הניסוי, סעיפי משנה 6-7).

**II. אקלום למוליכות חשמלית של מי ברז בקצב של 200 יחידות מוליכות ב 48 שעות (שבועיים)**

**ובחינת החלזונות במי ברז**

1. צנצנות זכוכית בנפח 1.5 ליטר ומולאו ב 1 ליטר מי ברז מאווררים. הוכנו 3 חזרות (עבור כל חזרה בקרה אחת ללא נחושת + 5 ריכוזי נחושת שונים). ריכוזי נחושת הוכנו על ידי הוספת נפח מתאים מתמיסת אם של נחושת גופרתית בריכוז 0.1 מ"ג/ליטר.
2. נבחרו חלזונות שעברו אקלום למליחות של מי הנחל. על מנת לפזר את החלזונות באופן שווה בצנצנות המבחן פוזרו החלזונות תחילה לצלוחיות פטרי עד למספר הנדרש (20 פרטים).
3. המשך הניסוי ראה סעיף 2.2.1. (מהלך הניסוי 4-7)

**III. אקלום אוכלוסייה מסעיף II למליחות מי המקור בקצב של 200 יחידות מוליכות ב 48 שעות**

**(סה"כ 4 שבועות) ובחינת החלזונות במי ברז במוליכות מי המקור**

1. העמדת הניסוי זהה לניסוי בחלק I.

**IV. אקלום האוכלוסייה במי הנחל (4 שבועות) ובחינה במי ברז במוליכות הזהה למי המקור.**

1. העמדת הניסוי זהה לניסוי בחלק I.

**2.2.3 בחינת הגורמים הכימיים המשפיעים על דינמיקת הנחושת במבחן סטטי**

**א. בדיקת השפעת מדיום התמיסה על שקיעת הנחושת**

מטרתו של ניסוי זה היא השוואה של דינמיקת הנחושת בתמיסות מים שונות.

**מחלך הניסוי**

1. נלקחו צנצנות זכוכית בנפח 1.5 ליטר ומולאו ב 1 ליטר מהמדיום הבא:
  - מים מזוקקים (מוליכות חשמלית  $5.3 \mu\text{mho/cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ )
  - מי ברז (מוליכות חשמלית  $1179 \mu\text{mho/cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ )
  - מי ברז בתוספת מלחים (מוליכות חשמלית  $2427 \mu\text{mho/cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ )
  - מים מזוקקים בתוספת מלחים (מוליכות חשמלית  $2368 \mu\text{mho/cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ )עבור כל מדיום הוכנו 3 חזרות.
2. המוליכות החשמלית נקראה ב אלקטרודה YSI 85 oxygen-conductivity meter. נמדד ה pH של המדיומים השונים (Orion 710A).

3. בכל צנצנות הוכן ריכוז של 1 מ"ג/ליטר מתמיסת אם של נחושת גפרתית. ריכוזי הנחושת בכל הצנצנות נמדדו על ידי קולורימטר (HACH DR/890, זיוק הקולורימטר נבדק בהשוואה לבדיקת ICP, ראה סעיף 2.2.5)
4. המיס בכל הצנצנות אווררו על ידי אבן אוורור רגילה (גירית).
5. ריכוזי הנחושת נקראו בזמנים שונים: 0, 15, 23, 35, 64 ו 85 שעות.

### ב. בחינת השפעת מרכיבי ניסוי שונים על דעיכת ריכוז הנחושת

מטרתו של ניסוי זה היא בחינת הדינמיקה של ריכוז הנחושת במערכת ניסוי סטטית והבנת ההשפעה של מרכיבי ניסוי שונים (אוורור, אבני אוורור) על התנהגות הנחושת.

#### הכנת הניסוי

1. צנצנות זכוכית בנפח 1.5 ליטר מולאו ב 1 ליטר מי ברז מאווררים בתוספת מלח מסוג Sigma (מוליכות חשמלית  $2300 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ ). ריכוז הנחושת הרצוי הוכן על ידי הוספת תמיסת אם של נחושת גופרתית לקבלת הריכוז הרצוי. לצנצנות הוכנסו מרכיבי ניסוי שונים:
  - ב 6 צנצנות אווררו המיס על ידי צינור ואבן אוורור רגילה.
  - ב 6 צנצנות אווררו המיס בצינור פלסטי מחורר.
  - ב 6 צנצנות לא הופעל אוורור, אולם הוכנסה אבן אוורור.
  - ב 6 צנצנות לא אווררו.
2. ריכוז הנחושת ב 3 צנצנות מכל טיפול נמדד בקולורימטר (HACH DR/890, ריאגנט Vs.2- המותאם למיס קשים), אחת למספר שעות.
3. כעבור 96 שעות נלקחו 12 הצנצנות מהן לא הוצאו מיס (3 מכל טיפול). הצינורות ואבני האוורור הוצאו, וריכוזי הנחושת נקראו בקולורימטר (HACH DR/890, ריאגנט Vs.2). על ידי הוספת חומצה חנקתית הורד pH של התמיסה ל 5-6 וריכוז הנחושת נקרא בשנית.

### 2.2.4 מבחני רעילות ביולוגיים עם חידוש מדיום

#### א. רעילות נחושת - שיטת renewal

מטרת ניסויים אלו היא בחינת רגישות אוכלוסיות שונות של שחריר הנחלים לנחושת במערכת ניסויי בשיטת ה renewal. במבחן זה הוחלפו תמיסות המבחן אחת ל - 24 שעות. איסוף האורגניזמים האקלום.

1. אוכלוסיות שחריר נאספו מבתי הגידול הבאים:

מעלה נחל סעדיה - *Melanopsis lampra*

נחל תנינים, מעלה הסכר הרומי - *Melanopsis sp.*

עיינות צוקים (נחל מרכזי) - *Melanopsis buccinoidea*

כנרת חוף צנברי - *Melanopsis costata*

2. במעבדה הוכנסו החלזונות לפלאסונים בנפח של כ 108 ליטר (מידות בסיס 42\*60 ס"מ, גובה 43 ס"מ), שמולאו בכ - 85 ליטר במים שנאספו בבית הגידול. המוליכות החשמלית של המים נמדדה אחת לכ - שלושה ימים. באם המוליכות החשמלית עלתה (כתוצאה מנידוף של המים) נמהלו המים ע"י הוספת מים מזוקקים. הקרקעית רופדה באבנים והמים סוננו בפילטר (millenium 2000) ואווררו. החלזונות שהו במכלים לפחות שבוע אחד לפני הניסוי ולכל היותר שבועיים. הפלסונים הוצבו בחדר בו נערכו ניסויי הרעילות (תנאי פוטופריודה: 12 שעות אור, 12 שעות חשכה) בכל יום נערך מעקב אחר האוכלוסייה, באם נראתה תמותה חריגה לא נעשה שימוש באותה אוכלוסייה לניסויים. אחת ליומיים-שלושה הואכלו החלזונות בעלי חסה טריים, תפוחי - עץ או גזר.

הכנת הניסוי

1. לביצוע הניסוי הוכנו צנצנות זכוכית בנפח 1.5 ליטר ומולאו ב 1 ליטר מי ביקורת (מי ברז מאווררים במוליכות חשמלית של מי המקור, המוליכות החשמלית הועלתה על ידי שימוש במלח Instant ocean או Sigma). בכל ניסוי הועמדו 3 חזרות (בכל חזרה צנצנת בקרה ללא נחושת + 5 ריכוזי נחושת שונים). תמיסות המבחן הוכנו על ידי הוספת נפח מתאים של תמיסת אם נחושת גפרתית. ריכוזי הנחושת באחת החזרות (6 צנצנות) נקראו בעזרת קולורימטר (HACH DR/890, וריאגנט לנחושת Vs.2).
2. מתוך מיכל הגידול הוצאו פרטים שנראו פעילים (צמודים למצע ונעים). השחרירים נבחרו באופן פרטני והועברו לצלוחיות פטרי, 15-20 לצלוחית. מכל צלוחית נאספו החלזונות והוכנסו לסלסילת רשת מפלסטיק (גודל נקבים 2 מ"מ). הסלסילה הוכנסה לאחת מצנצנות המבחן. צנצנות המבחן אווררו על ידי שימוש בצינור פלסטי מחורר (הצינור נאטם בקצהו בחום וחורר כ 2 ס"מ במחט דקה).
3. אחת ל  $24 \pm 1$  שעות הוכנו תמיסות נחושת טריות זהות לריכוזי המבחן. ריכוזי הנחושת נמדדו באחת החזרות (6 צנצנות) בעזרת הקולורימטר. הסלסילות הועברו מתמיסה ישנה לתמיסת הנחושת הטרייה מידי 24 שעות.
4. בתום 96 שעות הועברו השחרירים לצנצנות זכוכית זהות עם מי ביקורת לשם התאוששות של 24 שעות.
5. בתום ההתאוששות הוצאו החלזונות מהסלים והוכנסו לצלוחיות פטרי ל 30 דקות שבסופן הוגדר סטטוס החלזונות כ "בלתי מושפעים" - פרטים שפתחו אופרקולום, נצמדו למצע, הוציאו מחושים והחלו לנוע או "תחת השפעה" - חלזונות שנתרו עם אופרקולום סגור או פתחו אופרקולום אך לא הצליחו להסתובב ולהיצמד למצע.
6. חישוב ערך  $96h-EC_{50}$  בוצע בעזרת תכנת probit (EPA, probit version 1.5).



## 2.2.5 בדיקת דיוק מדידות הנחושת באמצעות קולורימטר

בניסוי נמדדו הריכוזים של אותן תמיסות נחושת על ידי קולורימטר (HACH/DR-890) ועל ידי ICP-AES (Inductively Coupled Plasma—Atomic Emission Spectrometer), הבדיקה בוצעה על ידי, בפקולטה לחקלאות, ברחובות.  
הכנת הדגימות:

1. 11 צנצנות זכוכית בנפח 1.5 ליטר מולאו ב 1 ליטר מים מזוקקים.
2. ריכוזי נחושת הוכנו על ידי הוספת נפח מתאים מתמיסת מוצא של 0.1 מ"ג/ליטר נחושת גפרתית.
3. ריכוזי נחושת נקראו במעבדה בקולורימטר (HACH DR/890), וראגינט לנחושת Vs.1 - מותאם למים רכים).
4. עבור קריאות ב ICP הוכנסו 19.5 מ"ל מכל תמיסה לבקבוקי סנטימציה בנפח 25 מ"ל. הנפח הושלם ל 20 מ"ל על ידי הוספת 0.5 מ"ל חומצה חנקתית.

קיים יחס ישר משמעותי בין קריאות ריכוזי הנחושת על ידי הקולורימטר ומכשיר ה ICP-AES (איור 2.2.1).

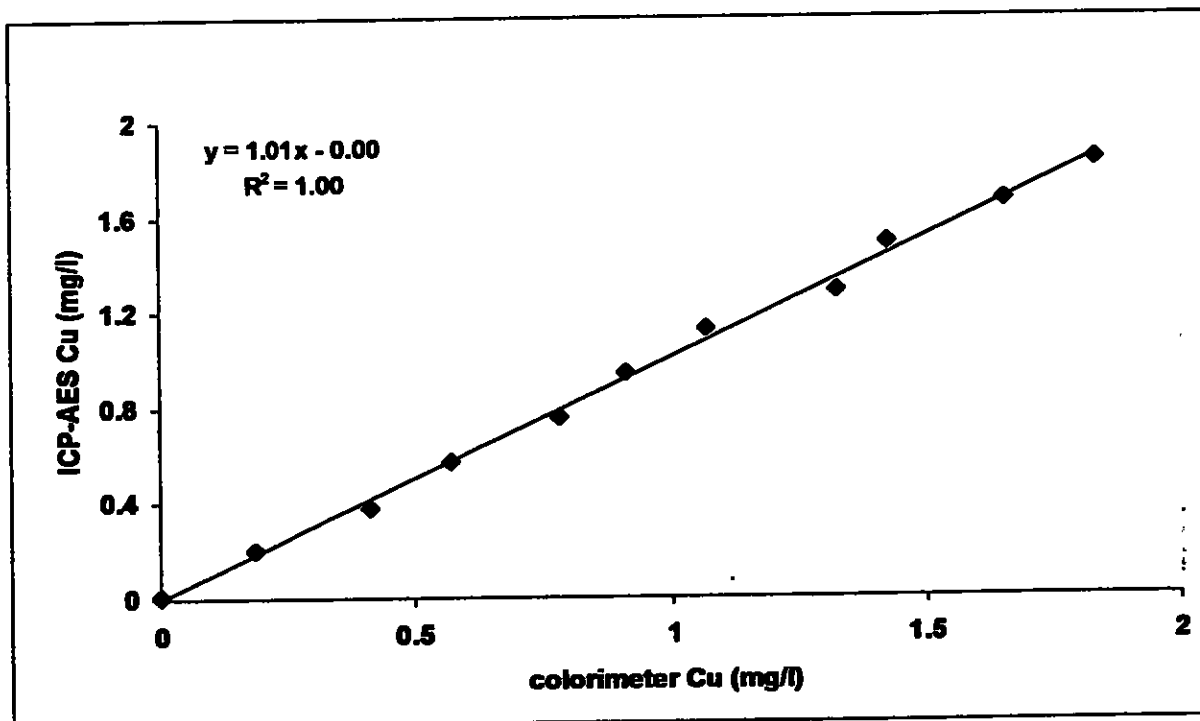


Figure 2.2.1: Relationship between colorimetric (HACH DR/890) and atomic absorption (ICP-AES) measurement. Coefficient of determination and equation for the correlation are shown.

### 3. השפעת pH התמיסה על מדידת הנחושת

מאחר ובחלק מהניסויים היו תנאי pH שונים, נבחנה ההשפעה של ה pH על מדידת הנחושת באמצעות הקולורימטר. לשם ביצוע הבדיקה הוכנו תמיסות בריכוזי נחושת זהים, ב pH שונה (איור 2.2.1)

#### הכנת הדגימות:

1. נלקחו 12 כוסות כימיות בנפח 150 מ"ל.  
- 3 כוסות מולאו 100 מ"ל מים מזוקקים pH 6.  
- 3 כוסות מולאו 100 מ"ל בופר פוספט pH 4.  
- 3 כוסות מולאו 100 מ"ל בופר פוספט pH 10.
2. בכל אחת מהכוסות הוכנס נפח זהה מתמיסת מוצא של גפרת נחושת.
3. ריכוזי הנחושת של כל התמיסות נקראו על ידי קולורימטר (HACH DR/890) תוך שימוש בראגנט Vs.1.
4. לתמיסות הנחושת ב pH 10 הוסף 1 מ"ל תמיסת NaOH 5N על מנת להעלות את ה pH ל 13 וריכוז הנחושת נקרא בשנית (לריכוזי הנחושת נעשה תיקון לחישוב כמות הנחושת ל 100 מ"ל).

לא נמצא הבדל מובהק בין קריאות הקולורימטר בתמיסות pH שונות (איור 2.2.2). שונות גבוהה יחסית נמדדה במים המזוקקים בהם טווח ה pH נע בין 5.8 ל 6.2.

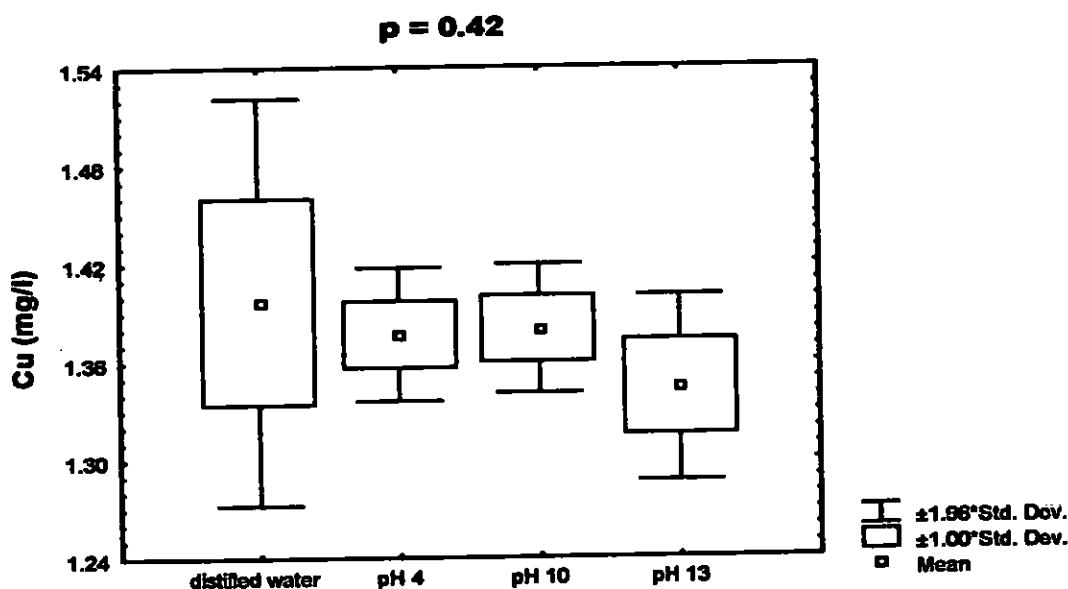


Figure 2.2.2: Copper concentration readings (mean  $\pm$  SD) from HACH colorimeter (DR/890) of media in different pH.

## 2.3 רעילות אמוניה לחילזון שחריר הנחלים

מאחר והאמוניה ידועה כחומר נדיף, הנעלם ממערכת המבחן (EPA, 1998) ומאחר ואורגניזמים אקוויטים מפרישים את הפסולת החנקנית כאמוניה, נעשה בעבודה זו שימוש במערכת דינמית לקביעת רעילות האמוניה לחילזון המים שחריר הנחלים, שהתבססה על הזרמה רציפה של תמיסת המבחן ממאגרים גדולים (70 ליטר).

### איטוף האורגניזמים ואקלום

#### 1. טאספו אוכלוסיות של שחריר הנחלים מהאתרים הבאים:

מעלה נחל סעדיה - *Melanopsis lampra*

נחל תנינים, מעלה הסכר הרומי - *Melanopsis sp.*

עיינות צוקים (נחל מרכזי) - *Melanopsis buccinoidea*

כנרת חוף אמנון - *Melanopsis costata*

2. במעבדה הוכנסו החלזונות לפלאסונים בנפח של כ - 108 ליטר (מידות בסיס 42\*60 ס"מ, גובה 43 ס"מ), שמולאו בכ - 85 ליטר במים שנאספו בבית הגידול. המוליכות החשמלית של המים נמדדה אחת ליומיים שלושה ימים. באם המוליכות החשמלית עלתה (כתוצאה מנידוף של המים) נמהלו המים ע"י הוספת מים מזוקקים. הקרקעית רופדה באבנים, המים סוננו בפילטר (millenium 2000) ואווררו. החלזונות שהו במכלים לפחות שבוע אחד לפני הניסוי ולכל היותר שבועיים. הפלסונים הוצבו בחדר בו נערכו ניסויי הרעילות (תנאי פוטופריודה: 12 שעות אור, 12 שעות חשכה) בכל יום נערך מעקב אחר האוכלוסייה, באם נראתה תמותה חריגה לא נעשה שימוש באותה אוכלוסייה לניסויים. אחת ליומיים-שלושה הואכלו החלזונות בעלי חסה טריים, תפוחי-עץ או גזר.

### מבנה מערכת הזרימה

במערכת 6 מיכלי פוליאתילן (בקרה + 5 ריכוזי אמוניה שונים) בנפח 70 ליטר (מידות בסיס: 320\*320 מ"מ, גובה: 770 מ"מ וברז יציאה בתחתית המיכל "3/4). המכלים מולאו מי ברז על ידי ברזים הניצבים מעל לכל מיכל. המים מוזרמים מהמכלים אל 12 צנצנות מבחן מזכוכית בנפח 1.5 ליטר, באמצעות משאבה פריסטלטיית בעלת 12 ערוצים (Ismatec ICP-12), (2 חזרות, בכל חזרה: בקרה ללא אמוניה + 5 ריכוזי אמוניה שונים). הצינורות (Taigon, קוטר פנימי: 1.6 מ"מ, עובי דופן: 1.6 מ"מ) יוצאים מפתח בחלק העליון של המיכל ומזרימים מים אל המשאבה. המשאבה ממשיכים הצינורות אל צנצנות המבחן וחודרים דרך נקבים בקוטר 6 מ"מ שנקדחו במרכז מכסה הצנצנת, עד לקרקעית הצנצנת. המשאבה הפריסטלטיית הופעלה באמצעות קסטות מתכוונות (דגם ISO 122). הצינורות מתחת לקסטות Ismaphren (קוטר פנימי 2.29 מ"מ, דופן 0.85 מ"מ). על פי הקריטריונים לביצוע מבחני רעילות דרוש כי נפח המים בצנצנות המבחן יוחלף לפחות 6 פעמים בכל 24 שעות (APHA 1995), בהתאם המשאבה כוונה להזרים מים בספיקה של 4.2 מ"ל/דקה. בדופן צנצנות המבחן נקדחו חורים בקוטר 6 מ"מ אליהן חוברת צינורית זכוכית ועליה

חובר צינור ניקוז מפלסטיק גמיש המזרים את עודפי המים לצינור מאסף מפלסטיק קשיח. צינור זה מנקז את המים לפתח ביוב, נפח המים בצנצנות המבחן נשמר קבוע  $1000 \pm 10$  מ"ל.

#### הכנת מערכת הניסוי

1. מכלי הפוליאתילן מולאו במי ברז. המים אווררו לפרק זמן של לפחות 72 שעות על מנת לאפשר נידוף הכלור והרווית המים בחמצן. רצוי כי טרם תחילת הניסוי יגיעו המים לפחות ל-90% רוויה על מנת שבמהלך הניסוי לא ירד החמצן מתחת ל-40% (APHA 1995).
2. בתום האוורור ולפחות 50 שעות טרם הכנסת האורגניזמים, מוכנס לכל מיכל אמוניום כלוריד (פרט למיכל הבקרה) ליצירת הריכוז המדרש. המלח הומס במעט מים והוכנס אל המיכל המתאים, לאחריו עורבבו המים במיכל היטב. המוליכות החשמלית של המים נמדדה בעזרת אלקטרודה (oxygen-conductivity meter YSI 85). באם המוליכות החשמלית של המים בבית הגידול גבוהה יותר, הוסף מלח ים (Sigma או Instant ocean) עד הגעת המים למוליכות החשמלית הרצויה. נוטרו מזדי איכות מים: pH (Orion 710A), ריכוז total ammonia (Orion 95-12), טמפרטורה, מוליכות חשמלית, מליחות, חמצן (% רוויה) וריכוז חמצן (oxygen-conductivity meter YSI model 85, נתונים מוצגים בנספח 3). ריכוז אמוניה לא מיוננת חושב לפי המשוואה Emerson et al (1975):

$$NH_3 = \frac{NH_3 + NH_4}{1 + 10^{pKa - pH}}$$

$$pka = 0.09018 + 2729.92/T$$

אלרון (2000) מצא דינמיקה של שינויי pH לאחר המסת אמוניום כלוריד במיכלים. שינויי ה-pH גורמים לשינויים בריכוז האמוניה הבלתי מיוננת במיכלים ונמשכים כמספר שעות. בניסויים פרילימינריים שביצעתי נמצא כי ריכוז האמוניה ו ה-pH מתייצבים לאחר כ 50 שעות (איור 2.3.2 ו 2.3.3).

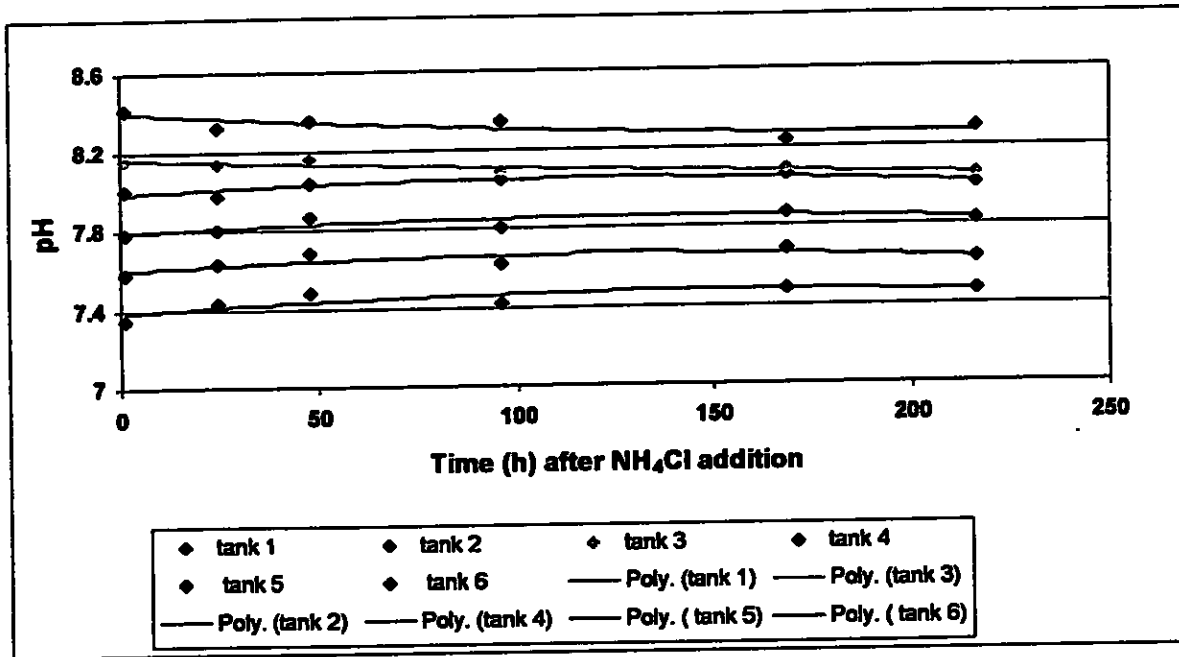


Figure 2.3.2: Dynamics of pH in the ammonia reservoirs.

מאיר זה ניתן לראות כי לאחר כ 50 שעות לא חלו שינויי pH משמעותיים במיכלי המבחן.

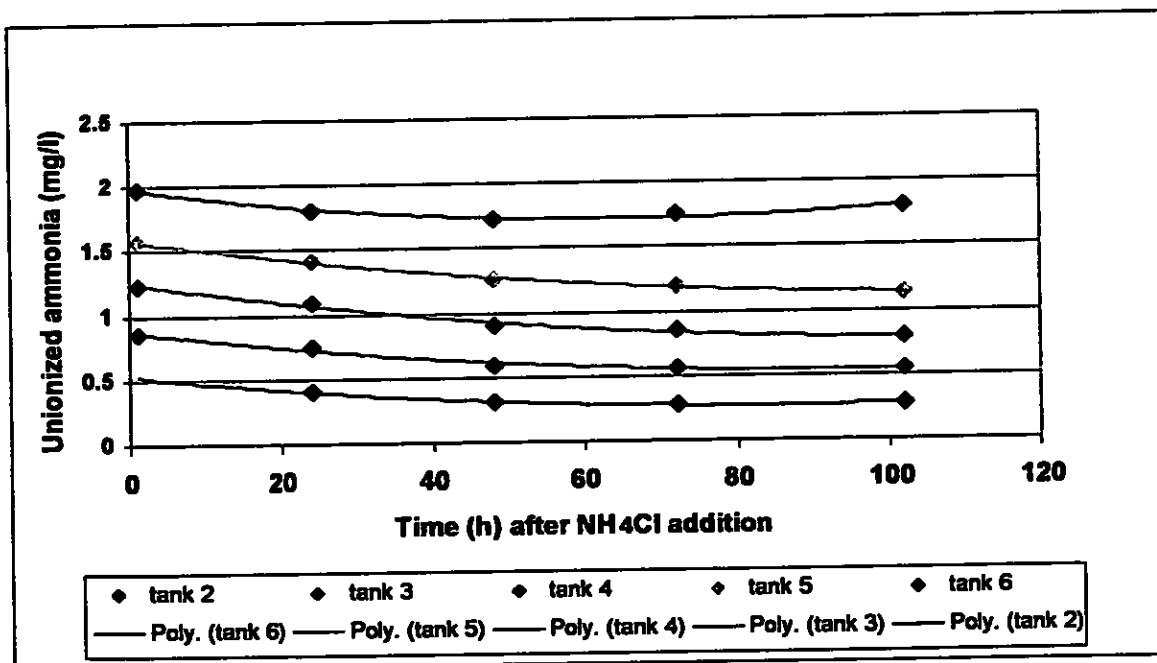


Figure 2.3.3: Dynamics of unionized ammonia in the ammonia reservoirs

מאיר 2.3.3 ניתן להסיק כי לאחר כ 50 שעות חלה התייצבות בריכוז האמוניה הבלתי מיוננת במיכלי המבחן.

## מהלך הניסוי

1. המשאבה מופעלת על מנת לאפשר לצנצנות המבחן להתמלא.
2. החלזונות לניסוי מוצאים מתוך הפלסון לכלי פלסטיק (מידות: 22, 17.5, 8 ס"מ). דגימה של האוכלוסייה נאספת לאפיון האוכלוסייה ואורך הקונכייה נמדד על ידי קליבר דיגיטלי: על מנת לפזר את החלזונות באופן שווה בצנצנות המבחן פוזרו החלזונות תחילה לצלוחיות פטרי עד שהושלם המספר הנדרש (15 - 20 פרטים לצלוחית). מכל צלוחית נאספו החלזונות, הוכנסו לסלסילת רשת מפלסטיק (גודל נקבים 2 מ"מ), והועברו לאחת מצנצנות המבחן.
3. המדדים הבאים של איכות המים נמדדים: ריכוז אמוניה כללית, pH, טמפרטורה, מוליכות חשמלית, מליחות, ריכוז חמצן ורוויה בחמצן, וריכוז האמוניה הלא מיונת מחושב.
4. בתום 96 שעות מוצאים החלזונות מהסלים ומוכנסים לצנצנות עם מי הביקורת (מי ברז מאווררים במוליכות החשמלית של מי המקור) למשך 24 שעות לשם התאוששות. מדדי איכות מים נמדדים פעם נוספת.
5. בתום ההתאוששות מוצאים החלזונות מהסלים ומוכנסים לצלוחיות פטרי ל - 30 דקות שבסופן מוגדר סטטוס החלזונות כ "בלתי מושפעים" - פרטים שפתחו אופרקולום, נצמדו למצע, הוציאו מחושים והחלו לנוע או "נתחת השפעה" - חלזונות שנותרו עם אופרקולום סגור או פתחו אופרקולום אך לא הצליחו להסתובב ולהיצמד למצע.
6. ערכי  $96h-EC_{50}$  מחושבים על ידי תכנה סטטיסטית (EPA, probit version 1.5).

## ניטור מערכת המבחן

לאחר אוורור של מאגרי תמיסות האמוניה במשך 72 שעות לא נמצא כלור נותר במים. מסיסות החמצן עלתה על 80% רוויה (ולרוב יותר מ 90%). בתום החשיפה של האורגניזמים נמצאה ברוב הניסויים מסיסות חמצן גבוהה מ 60%. במקרים חריגים נמצאו במספר מכלים (ניסוי 4 מיכל 2, ניסוי 5 מיכלים 3,2 ו 6, ניסוי 7 מיכלים 3,2, 5 ו 6) 40% - 60% רוויה בחמצן. ריכוזים אלו עומדים בקריטריונים של ביצוע מבחני רעילות אקוטיים (מעל ל - 40% רוויה, APHA, 1995).

מאחר והניסויים בוצעו בחדר שאינו מבוקר טמפרטורה נמצאה מגמה של עלייה בטמפרטורה הממוצעת בין החודשים אפריל לאוגוסט (אפריל:  $18.6^{\circ}C$ , מאי:  $20.4^{\circ}C$ , יוני:  $21.7^{\circ}C$ , יולי:  $22.4-23.7^{\circ}C$ , אוגוסט:  $23.4-23.8^{\circ}C$ ) ודעיכה בטמפרטורה הממוצעת מספטמבר (ספטמבר:  $22.8^{\circ}C$ , אוקטובר:  $22.5^{\circ}C$ ). בזמן חשיפת האורגניזמים לכל מבחן רעילות, לא עלתה סטיית התקן של הטמפרטורה בכל צנצנת ניסוי על  $1^{\circ}C$ .

המוליכות החשמלית הותאמה לתנאים הקיימים בבית הגידול בו נאספו האורגניזמים בעזרת מלחים (Sigma או Sea salt). נידוף גרם לעלייה קלה במוליכות (פחות מ 3%) במאגרי האמוניה. ריכוז האמוניה הכללית במהלך ניסוי החשיפה, לאחר תקופת התייצבות, פחתה בדרך כלל עד 20% מהריכוז בתחילת החשיפה. במקרים חריגים נצפתה דעיכה חזקה יותר, שהופיעה יחד עם

דעיכת חמצן מוגברת (ריכוזים נמוכים מ 60% רוויה בתום חשיפת השחרירים לאמוניה, ניסוי 4 מיכל 2, ניסוי 5 מיכל 2, ניסוי 7 מיכלים 2,3 ו 5).

במרבית הניסויים לא חלו שינויי pH העולים על 3%. שינויי pH חריגים (גבוהים מ 3%) התרחשו יחד עם דעיכת חמצן מסיבית (פחות מ 60% רוויה בתום ניסוי הרעילות) או עם דעיכה חריגה באמוניה הכללית (דעיכה העולה על 20%) (ניסוי 4 מיכל 2, ניסוי 5 מיכל 2 ו 3, ניסוי 7 מיכל 2,3,5 ו 6).

נמצאו שינויים של עד 50% בריכוז האמוניה הבלתי מיוננת במרבית המיכלים. שינויים גבוהים מהנייל (דעיכה בריכוז העולה על 50%) נמצאו יחד עם דעיכה בריכוז האמוניה הכללית או עם ירידה ברמת ה pH (ניסוי 4 מיכל 2, ניסוי 5 מיכלים 2 ו 3, ניסוי 7 מיכלים 2,3,5 ו 6). דעיכה גבוהה יותר של האמוניה הבלתי מיוננת, יחסית לאמוניה הכללית, ניתנת להסבר בתלות של ריכוז האמוניה הכללית בתהליך הנידוף בלבד, בעוד שריכוז האמוניה הבלתי מיוננת מושפע משינויים בריכוז אמוניה כללית, משינויי pH וטמפרטורה (EPA, 1998).

במרבית המיכלים בהם חלה דעיכה משמעותית בריכוז האמוניה (הן אמוניה כללית והן אמוניה בלתי מיוננת), היא לוותה בדרך כלל בדעיכה ב - pH של התמיסות ודעיכה בריכוז החמצן. יתכן כי תופעות אלו קשורות בהתפתחות של חיידקים המבצעים ניטריפיקציה, חיידקים דוגמת *Nitrosomonas* ו *Nitrobacter* השכיחים בעיקר במים מעט אלקליים (Brock, 1970). יתכן והדעיכה בחמצן ובאמוניה קשורה בפעילות חמצון האמוניה (לניטרט). חיזוק לטיעון זה היא העלמות התופעה של דעיכה בחמצן, ירידת pH ודעיכת האמוניה, לאחר שטיפת מערכת המבחן בחומר מחטא כדוגמת אקונומיקה (בין ניסוי 7 ל 8).

נתוני חמצן (% רוויה), טמפרטורה, מוליכות חשמלית, ריכוז אמוניה כללית ובלתי מיוננת ו pH בניסויי המבחן לאמוניה מרוכזים בנספח 3.

על פי הממצאים הנייל נמצא כי מערכת המבחן מתאימה לשמש לבחינת רגישות שחרירים לאמוניה, אם כי יש לנטר את השינויים באיכות המים לעיתים תכופות למניעת השפעה של זיהום על המערכת.

## 2.4 רגישות שחריר הנחלים למליחות

אחת התכונות הרצויות מאורגניזם המשמש כביואינדיקטור לאיכות מים היא עמידות לטווח רחב של משתנים סביבתיים טבעיים. עמידות גבוהה מאפשרת נוכחות במגוון רחב יותר של בתי גידול ולכן תפוצה רחבה יותר. מטרתו של ניסוי זה היא בחינת רגישות החלזון שחריר הנחלים למליחות שונות.

### איסוף אוכלוסייה:

1. ב - 30/04/01 נאספה אוכלוסיית שחרירים ממעלה נחל סעדיה. החלזונות הועברו למעבדה במכלים עם מי הנחל.
2. במעבדה הועברו השחרירים לפלסון בנפח של כ - 108 ליטר (מידות בסיס 42\*60 ס"מ, גובה 43 ס"מ), שמולא בכ- 85 ליטר במי נחל סעדיה. המים סוננו בפילטר (millenium 2000) ואווררו. אחת ליומיים - שלושה הואכלו החלזונות בעלי חסה טריים.

### מחלך הניסוי

1. על מנת לקבל את המליחיות הרצויות נבדק הקשר בין כמות המלח למליחות. עקומת כיוול חושבה על ידי המסת משקלים שונים של מלח מסוג instant ocean ב 1 ליטר מים מזוקקים ומדידת המוליכות החשמלית (oxygen-conductivity meter YSI model 85, איור 2.4.1).
2. על סמך הנתונים הנ"ל הוכנו ריכוזי המלח הנדרשים (3 חזרות לכל מוליכות חשמלית, טבלה 2.4.1).
3. על מנת לחלק את החלזונות באופן שווה בין הצנצנות הוצאו ממיכל הגידול פרטים גדולים מ 14 מ"מ ופעילים (אופרקולום פתוח וצמודים למצע). החלזונות פוזרו בצלוחיות פטרי עד למספר הפרטים הרצוי לניסוי - 15. מכל צלוחית נלקחו החלזונות, הועברו לסלסילות רשת מפלסטיק (גודל נקבים 2 מ"מ), והוכנסו לאחת מצנצנות המבחן. עם הכנסת החלזונות, המים בצנצנות אווררו.
4. אחת ל 24 שעות הוצאו החלזונות מהסלסילות והועברו לצלוחיות פטרי עם מים במליחות זהה למשך - 30 דקות, שבסופן הוגדר סטטוס החלזונות כ "בלתי מושפעים" - חלזונות שפתחו אופרקולום ונצמדו למצע או "תחת השפעה" - חלזונות שנשארו עם אופרקולום סגור או לא הצליחו להסתובב ולהיצמד למצע. המוליכות החשמלית של התמיסה נמדדה (oxygen-conductivity meter YSI model 85), עם הוצאת החלזונות. באם נמצא כי חלה עלייה במוליכות החשמלית במהלך הניסוי (תוצאה של ניסוי), נמהלה התמיסה במים מזוקקים (טבלה 2.4.1).
5. הפעולה הנ"ל (סעיף 4) חזרה בבדיקה של 48, 72 ו 96 שעות.



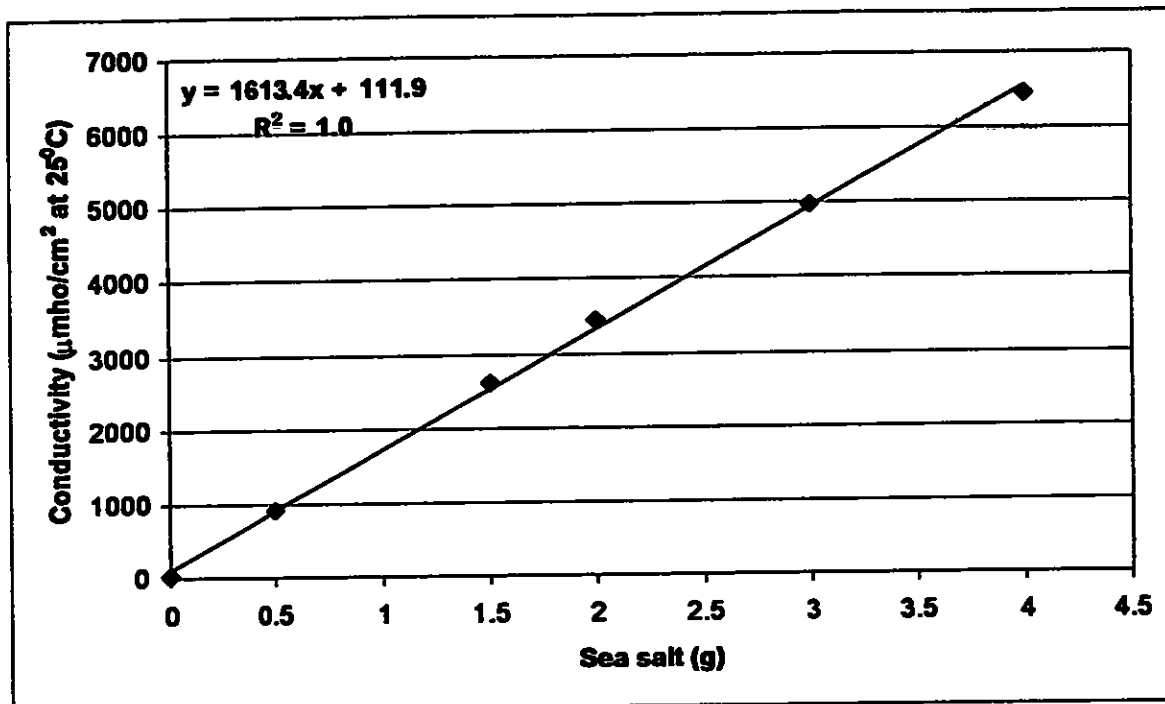


Figure 2.4.1: Water conductivity vs. salt added (g) to 1 liter distilled water. Coefficients of determination and regression equation are shown.

Table 2.4.1: Water conductivity (mean, SD) in the experimental jars.

Time (h)	Dilution	Run 1 (µmho/cm² at 25°)	Run 2 (µmho/cm² at 25°)	Run 3 (µmho/cm² at 25°)	Mean	SD
0	Con 1	19210	19280	19140	20008	895
24		19440	19800	21380		
48		19710	20360	22000		
72		19980	20660	18540		
92		20420	20320	19880		
0	Con 2	24450	24490	24540	25063	484
24		24700	24640	24960		
48		24910	24940	25500		
72		25100	25140	25870		
92		25280	25390	26030		
0	Con 3	29700	29220	29200	29903	457
24		29860	29480	29460		
48		30190	29910	29930		
72		30420	30180	30220		

92		30700	30450	29620		
0	Con 4	34480	34520	34490	35021	468
24		34490	34690	34680		
48		34890	35270	35060		
72		35000	35600	35270		
92		35440	35960	35470		
0		Con 5	39870	39580		
24	40080		39900	39350		
48	40610		40300	39600		
72	41080		40700	40200		
92	41520		40900	40190		

## 2.5 שימוש בשחריר הנחלים במבחני חשיפה in situ לבחינת איכות

### מים ושלמות ביולוגית

מטרתם של ניסויים אלו היא בחינת התאמת שחריר הנחלים לשמש כאורגניזם אינדיקטורי לקביעת איכות מים ושלמות ביולוגית ("בריאות המערכת").

שיטה זו בוחנת את השפעת בית הגידול (אקוסיסטמה) על אורגניזם המבחן על ידי חשיפת האורגניזם למים באתרים שונים ובחינה של תגובת העקה. בניסוי זה בחרנו לחשוף את השחריר הנחלים לאתרים שונים לאורך נחל הירקון.

#### אתר המחקר:

נבחרו 7 אתרים לאורך נחל הירקון, החל ממעלה הירקון (פארק מקורות הירקון) וכלה בסוף הירקון ה"המתוק", טרם חדירת מי הים אל הנחל (7 טחנות, איור 2.5.1):

1. מעלה פארק מקורות הירקון: תחנת הדיגום ממוקמת בציזו המזרחי של הפארק, ליד מסילת הרכבת (Train). באתר תשתית קרקע רכה. השחרירים מוקמו בגדה המערבית, מתחת לגשר הרכבת. גדה זו מאופיינת בצמחיית גדות המורכבת בעיקרה מקנה, וצמחיית מים, בעיקר נופר צהוב.
2. מעלה מפגש הנחלים ירקון קנה (YXQ): השחרירים הוכנסו כ-5 מטר במעלה סכר הממוקם בנקודת מפגש הנחלים ירקון-קנה, בצד הגדה הדרומית על תשתית של אבנים ובוץ. צמחיית הגדות מורכבת בעיקרה מקנה.
3. אתר מתקן חברת החשמל: האתר ממוקם מול תחנת המיתוג של חברת החשמל (Mitug), כ-1.6 ק"מ במורד לכניסת נחל קנה. באתר סכר אבנים היוצר זרימה קלה. השחרירים מוקמו כ-5 מטר במעלה הסכר על תשתית בוצית.
4. סכר חקלאי (Agri.Dam): ממוקם כ-7 ק"מ במורד לכניסת הקולחים מנחל קנה. באתר זה סכרון אבנים היוצר זרימה קלה, במורדו הקרקע עם תשתית רכה. השחרירים מוקמו כ-15 מטר במורד לסכרון בגדה הצפונית.
5. מורד נחל הדורים (Hadarim): האתר ממוקם כ-8 ק"מ במורד לכניסת הקולחים מנחל קנה, וכ-800 מטר במורד לכניסת שפכי רמת השרון. תשתית האתר רכה. השחרירים הוכנסו כ-5 מטר במעלה כניסת ערוץ נחל הדורים, בגדה המערבית, המאופיינת בצמחיית גדות המורכבת בעיקרה מקנה.
6. 10 טחנות (10 Mills): האתר ממוקם כ-13 ק"מ במורד לכניסת הקולחים מנחל קנה וכ-6 ק"מ במורד לכניסת שפכי רמת השרון, מתחת לגשר הרצליה. הגדה מיוצבת בבטון המכוסה בבוץ, אבנים גדולות וסלעים.
7. 7 טחנות (7 Mills): כ-16 ק"מ במורד לכניסת הקולחים מנחל קנה וכ-9 ק"מ במורד לכניסת שפכי רמת השרון. אתר זה מציין את סוף קטע הירקון ה"מתוק". האתר בריכתי בעל תשתית קרקע רכה ועני בצמחיית גדות.

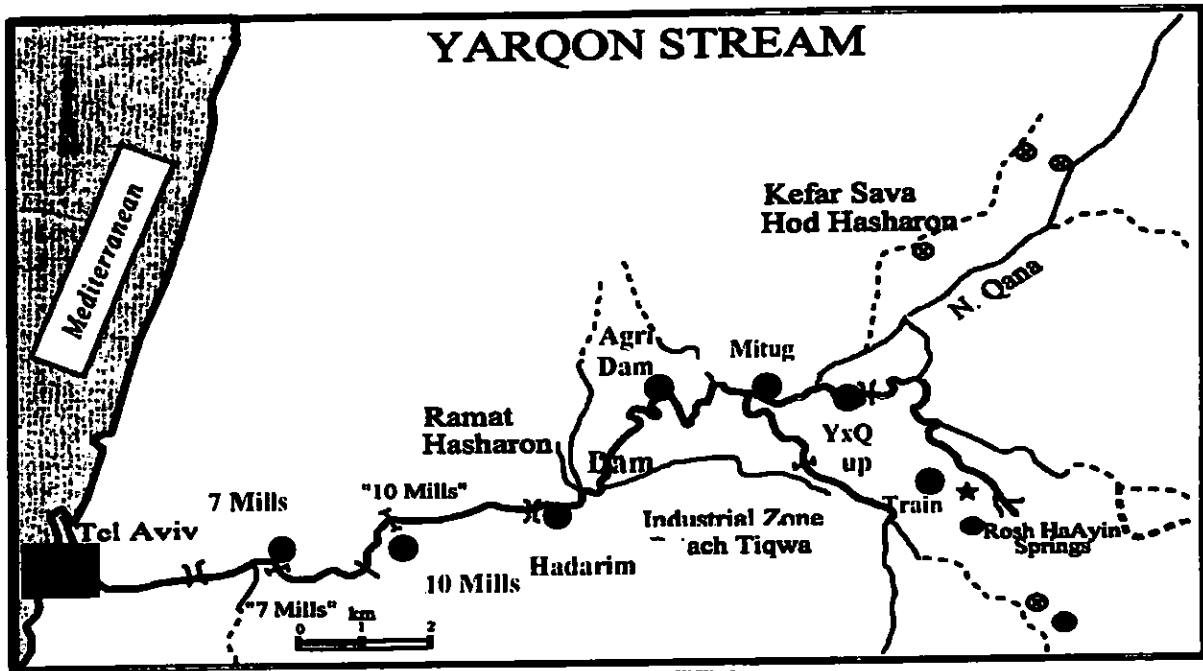


Figure 2.5.1: Test sites along the Yarqon stream (blue – clean water, red – polluted water)

#### איסוף החלזונות ואקלום

1. אוכלוסיית חלזונות (*Melanopsis lampra*) נאספה ממעלה נחל סעדיה והובלה למעבדה במי הנחל.
2. במעבדה הוכנסו החלזונות לאקווריום בנפח 52.5 ליטר, שמולא בכ 40 ליטר במים שנאספו בנחל. המים באקווריום סוננו בפילטר (millenium 2000) ואווררו.
3. אחת ליומיים נמהלו מי נחל סעדיה במי ברז (מים שנשמרו במיכל פלסטיק ואווררו 72 שעות טרם איסוף האוכלוסייה). המוליכות החשמלית הורדה בכ -  $200 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$  עד למוליכות חשמלית של מי ברז ( $\sim 1000 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ ).
4. בתום האקלום הועברו החלזונות למכלי פלסטיק בנפח 140 ליטר, שמולאו בכ 100 ליטר מי ברז ומוקמו מחוץ למעבדה. המכלים רופדו באבני חצץ וגזעי עץ ומולאו במי ברז. המים סוננו בפילטר (millenium 2000) ואווררו. אחת ליומיים - שלושה הואכלו החלזונות בעלי חסה טריים.

#### מחלף הניסוי

1. בבוקר יום הניסוי נאספה האוכלוסייה מהמכלים לכלי פלסטיק קטן והוכנסה למעבדה. פרטים שנראו פעילים (אופרקולום פתוח, צמודים למצע ונעים) נבחרו באופן פרטני והועברו לצנצנות זכוכית בנפח 720 מ"ל, שמולאה בכ 650 מ"ל במי ברז מאווררים. שה"כ הוכנסו 70 פרטים לצנצנת. החלזונות הועברו לשטח בציננית. בחודשי הקיץ הוכנס קרח לציננית על מנת לשמור על תנאים נוחים.

2. בכל אתר נמדדו מדדים נבחרים של איכות המים: מוליכות חשמלית, טמפרטורה, אחוזי רוויה בחמצן, ריכוז חמצן ומליחות (אלקטרודה YSI 85 oxygen-conductivity meter). נלקחה דגימת מים לקביעת ריכוז אמוניה (Orion 95-12) ו pH (Orion 710A). דגימת מים נוספת נאספה למדידת ריכוז החומר האורגני BOD<sub>(5,20)</sub> (על פי פירוט השיטה ב - APHA, 1995) ריכוזי החמצן נמדדו בעזרת אלקטרודה YSI model 5100. מדדי איכות המים מסוכמים בטבלה 2.5.1.

3. בכל אתר הועברו השחרירים מאחת הצנצנות לכלי פלסטי קטן. השחרירים שהו מספר דקות על מנת לאפשר להם פתיחת אופרקולום והיצמדות למצע. השחרירים שנמצאו פעילים נבחרו פרטנית והוכנסו ל 3 סלסילות רשת מפלסטיק (קוטר נקבים 2 מ"מ), 15-20 פרטים לסלסילה. כל סלסילה שוקעה במים סמוך לגדה ויוצבה באמצעות יתד ממתכת. מיקום הסלסילה נבחר כך שלא יהיה צמוד לקרקעית הנחל, אם כי מספיק עמוק על מנת שהסלסילה לא תיחשף במקרה של ירידת מפלס חדה. החלזונות הושארו באתר למשך 96 שעות.

4. כעבור 96 שעות הוצאו הסלסילות מהמים, והחלזונות הועברו מכל סלסילה לצנצנת זכוכית בנפח 330 מ"ל עם מי ברז מאווררים. הצנצנות הוכנסו לצידנית והובאו למעבדה.

5. במעבדה אווררו המים בכל הצנצנות למשך 24 שעות נוספות לשם התאוששות החלזונות. בתום ההתאוששות הועברו הפרטים מכל צנצנת לצלוחית פטרי מזכוכית למשך 30 דקות נוספות שבסופן הוגדר סטטוס החלזונות כ "בלתי מושפעים" - פרטים שפתחו אופרקולום, נצמדו למצע, הוציאו מחושים והחלו לנוע או "תחת השפעה" (stressed) - חלזונות שנותרו עם אופרקולום סגור או פתחו אופרקולום אך לא הצליחו להסתובב ולהיצמד למצע.

6.

Table 2.5.1: Water quality variables along the Yarqon stream (08/00, 11/00, 03/01 04/01, 7/01).

	Date	7 Mills	10 Mills	Hadarim	Agri.Dam	Mitug	YXQ	Train
Time	08/00	08:15	09:15	10:10	11:30	12:15	12:35	13:20
	11/00	08:15	09:00	10:10	11:10	12:00	12:30	14:00
	03/01	08:00	09:00	10:00	10:48	12:30	13:20	14:00
	04/01	08:15	09:00	13:25	14:00	10:45	10:00	11:00
	07/01	08:40	09:30	10:30	11:20	12:00		14:00
O <sub>2</sub> (% saturation)	08/00	70.3	10.6	26.6	45	36.4	52.5	86.6
	11/00	10	25	31.6	59	50	40	94
	03/01	2.5	6.5	15.3	54	15.5	50.4	100
	04/01	46.6	21	34.1	74.2	20.7	26	78.5
	07/01	39.5	192	9.5	45.3	14.8		81.3
O <sub>2</sub> (mg/l)	08/00	5.43	0.82	2.09	3.44	2.74	4.09	6.85
	11/00	0.9	2.3	2.93	5.64	4.6	3.4	9

	03/01	0.23	0.59	1.41	4.85	1.38	4.58	9.6
	04/01	4.17	1.89	3.06	6.07	1.89	2.44	7.29
	07/01	3	14.2	0.71	3.56	3.56		6.66
Temperature (°C)	08/00	28.6	28.2	27.7	30	30.3	28.4	27.4
	11/00	17.9	18.2	18.6	17.8	19.1	15	16.9
	03/01	19.3	19.1	19.6	20.2	20.9	18.6	18.2
	04/01	20.4	20.2	21.9	25.3	18.8	18.1	19.3
	07/01	29.1	29.6	28.6	29.8	28.5		27.1
Conductivity (µmho/cm <sup>2</sup> at 25°)	08/00	1627	1555	1507	1583	1700	1198	1160
	11/00	1200	1250	1250	1250	1250	500	800
	03/01	1646	1633	1621	1647	1503	783	837
	04/01	1462	1530	1623	1657	1632	1165	1127
	07/01	1606	1555	1522	1601	1630		1099
Salinity (ppt)	08/00	0.8	0.8	0.8	0.8	0.9	0.6	0.6
	11/00	0.6	0.5	0.6	0.5	0.5	0	0
	03/01	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.4	0.4
	04/01	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.6
	07/01	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8		0.2
Total ammonia (mg/l)	08/00	4.44	11.7	19.1	28.6	39.6	0.02>	0.02>
	11/00	24	33.3	28.2	35	36.8	0.02>	0.02>
	03/01	27.5	24.7	28.4	33	30.1	0.02>	0.02>
	04/01	16.1	18.3	28.3	34.9	34.1	0.02>	0.02>
	07/01	8.21	7.1	15.3	22.4	33	0.02>	0.02>
NH <sub>3</sub> (mg/l)	08/00	0.27	0.35	0.59	1.1	1.5	0.02>	0.02>
	11/00	0.65	0.59	0.77	1.15	1.06	0.02>	0.02>
	03/01	0.4	0.26	0.93	0.51	1.11	0.02>	0.02>
	04/01	0.7	0.57	1.24	1.85	0.91	0.02>	0.02>
	07/01	0.8	2.02	0.99	2.1	1.74	0.02>	0.02>
pH	08/00	8.11	7.78	7.8	7.9	7.88	7.74	7.78
	11/00	7.77	7.77	7.79	7.88	7.83	7.57	7.51
	03/01	7.6	7.47	7.95	7.6	7.96	7.55	7.88
	04/01	8.05	7.91	8.01	7.99	7.89	7.91	7.98
	07/01	8.16	8.71	7.98	8.12	7.89		7.7

BOD (mg/l)	08/00	5	13.1	7.9	19.45	12.43	3	2.2
	11/00	2.9	3.7	7.9	14.2	19.3	3.6	2
	03/01	16.3	27.5	17.67	29.17	54.67	3.67	4.37
	04/01	4.2	6	25	26.8	35	2.3	2.67
	07/01	11.3	13.9	10.3	17.3	22		3

בחינת הקשר בין תגובת העקה של השחרירים לבין ציינים ביוטיים של השלמות הביולוגית  
שלמות ביולוגית (biological integrity) הוא מדד יחסי של שלמות החברה באתר בלתי מופרע (מיצוי מלוא הפוטנציאל של בית הגידול) בהשוואה להרכב החברה באתר מופרע, של אותו בית גידול (Karr and Chu, 1999).

נערכו בדיקות קשר בין אחוז תגובת עקה באוכלוסיית המבחן לבין ציינים ביוטיים המשמשים להערכה של השלמות הביולוגית של חברת חסרי החוליות (הגדולים) בנחל. הציינים הביוטיים מבוססים על דיגומים של חברת חסרי החוליות בירקון בתאריכים בהם בוצעו מבחני החשיפה In Situ. איסוף חסרי החוליות וחישוב הציינים הביוטיים בוצע במסגרת עבודת מחקר של ירון הרשקוביץ (בהנחיית פרופ' א. גזית). הציינים ששימשו בעבודה זו כללו: א. אחוז זחלי שפיריות (Zygoptera) באסופה. השפיריות הם טורפים הנחשבים לחרקי מים רגישים יחסית לזיהום. ב. אחוז זחלי ימשושים (Chironomidae) באסופה. הימשושים ניזונים מחיידקים וחומר אורגני, וידועים בעמידותם לריכוזי חומר אורגני גבוה וריכוזי חמצן נמוכים. ג. Signal-W (Stream Invertebrate Grad Number Average Level - Weighed). אינדקס זה נותן ציון לכל אתר דיגום על ידי הכפלה של פרופורציית הפרטים מכל משפחה בערך רגישות קבוע מראש (נע בין 1 ל 10) ומחולק בסה"כ הפרטים שנדגמו באותה אסופה (Chessman, 1995).

### 3. תוצאות

לאור הקשיים הסיסטמטיים בהגדרת מיני שחריר הנחלים, בעבודה זו יש התייחסות לאוכלוסיות השחריר על פי מקווה המים ולא על פי המינים.

#### 3.1 תפוצה ודינמיקה של אוכלוסיות שחריר הנחלים

##### 3.1.1 תפוצת שחריר הנחלים

על פי הנתונים שנאספו מהספרות ומעבודה זו תפוצת הסוג שחריר הנחלים משתרעת מנחל זן והגולן בצפון ועד דרום ים המלח, מנהר הירדן במזרח ועד מישור החוף במערב (נספח 2).

##### 3.1.2 דינמיקה ומבנה אוכלוסיות השחריר

###### אוכלוסיית נחל סעדיה

פרטים של שחריר הנחלים מנחל סעדיה (*Melanopsis lampra*) נמצאו במשך כל חודשי השנה (איור 3.1.1).

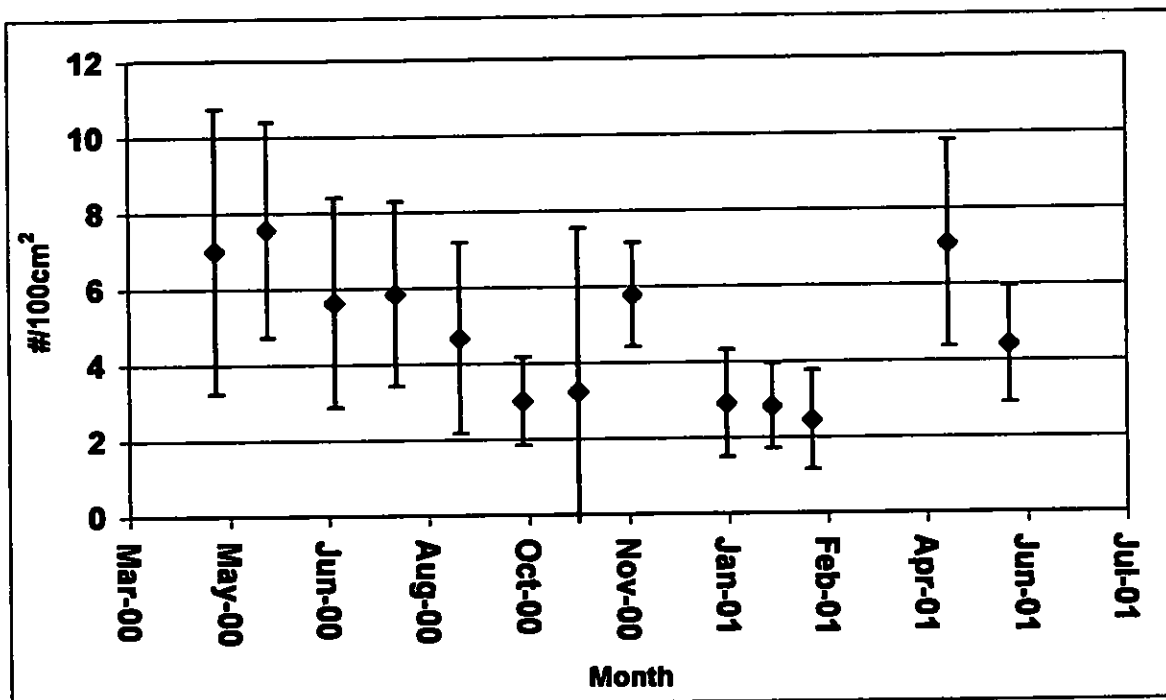


Figure 3.1.1 Density (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis lampra* population sampled monthly in Seadia stream

צפיפות השחרירים הייתה גבוהה ביותר בחודשי האביב ופחתה בחודשי הקיץ והסתיו ועד לחודשי החורף. בחודשי האביב (אפריל ומאי) נצפתה צפיפות של 6-8 פרטים ל 100 סמ"ר. בחודשי הקיץ נצפתה צפיפות של 4-6 פרטים ל 100 סמ"ר ובחודשי הסתיו והחורף הצפיפות הנמוכה ביותר 2-4 פרטים ל 100 סמ"ר (פרט לתוצאה חריגה גבוהה בנובמבר). צפיפות השחריר בחודש אוגוסט 2000



הייתה נמוכה באופן מובהק מזו שנצפתה באפריל ומאי (ANOVA, posterior test  $p < 0.05$ ),  
 בחודש ספטמבר הצפיפות הייתה נמוכה מזו של האביב והקיץ ( $p < 0.05$ ).

נצפו שינויים חצי שנתיים בממוצע אורך הקונכייה (איור 3.1.2). בתקופה שבין סוף האביב לסוף  
 הקיץ (אפריל לספטמבר) גודל הפרטים יציב יחסית (ממוצע 12.7 מ"מ). בחודשי הסתיו ועד תחילת  
 האביב (אוקטובר למאי 2001) נצפתה עלייה באורך הקונכייה (ממוצע 14.2 מ"מ).  
 נמצא מתאם הפוך, חלש אך מובהק, בין צפיפות השחרירים לבין אורך הקונכייה ( $p = 0.03$ ,  
 correlation test  $r^2 = 0.37$ )

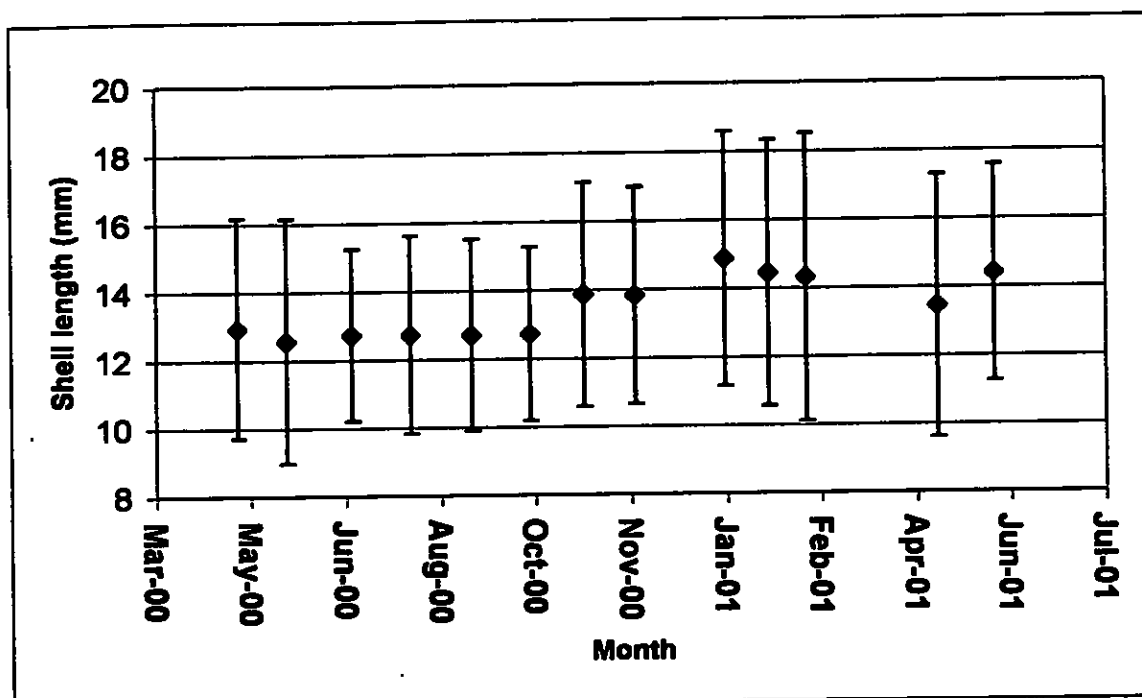
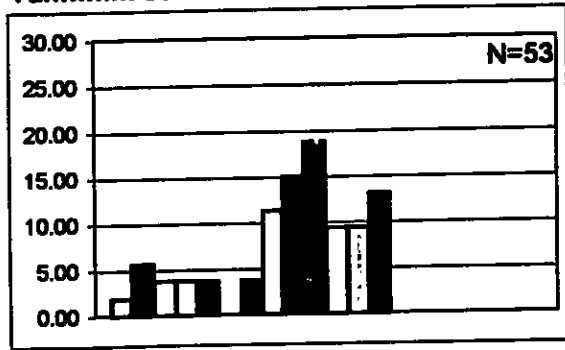


Figure 3.1.2 Shell length (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis lampra* population sampled monthly in Seadia stream

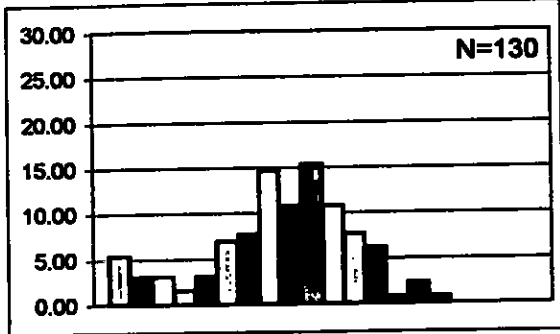
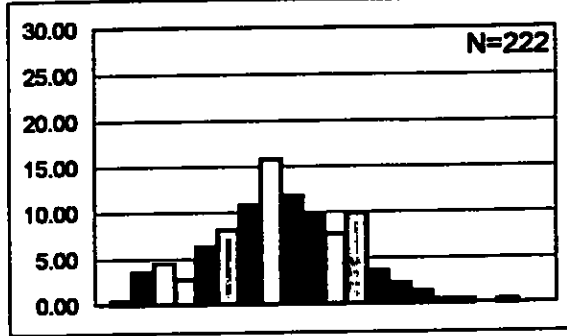
מבנה התפלגות הגדלים באוכלוסיית נחל סעדיה מוצג בטבלה 2.1.1 ובאיור 3.1.3. ברוב חודשי  
 השנה (מלבד יולי 2000, נובמבר 2000 ואפריל 2001) נמצאה התפלגות נורמלית ( $p > 0.05$ )  
 (Shapiro-Wilk W test).

**Tanninim stream**

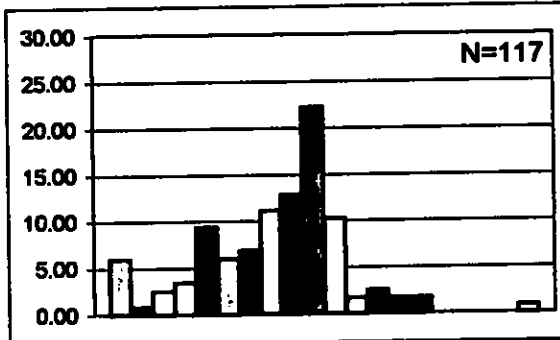
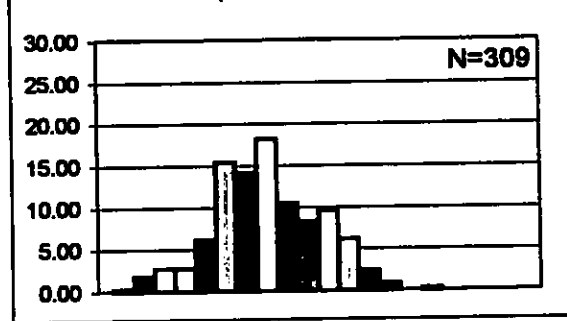
**Seadia stream**



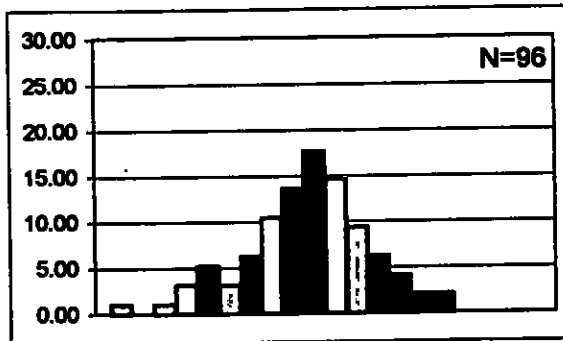
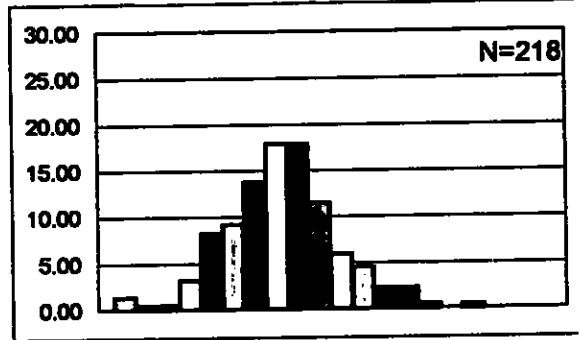
אפריל-00



מאי-00



יוני-00



יולי-00

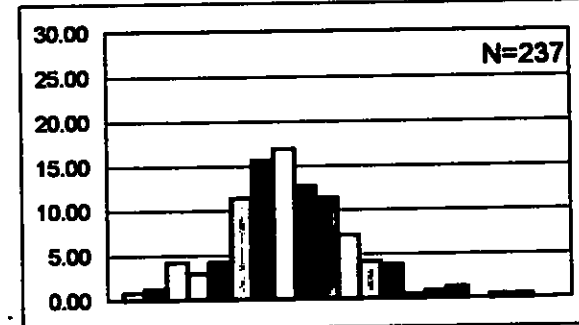
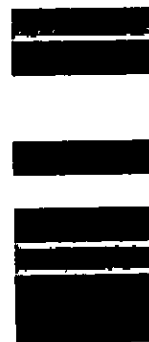


Figure 3.1.3: Monthly values of frequency of size distribution of *Melanopsis* snails from Tanninim stream (left) and Seadia stream. Color code for each mm size group is shown

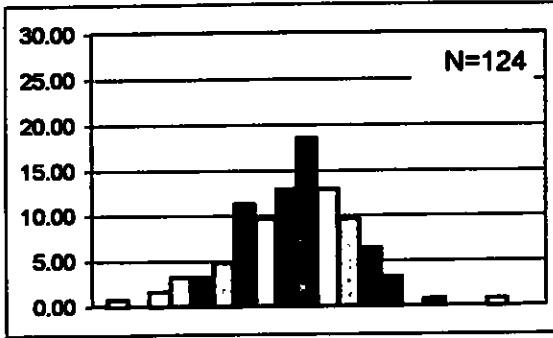
- 5-5.99
- 6-6.99
- 7-7.99
- 8-8.99
- 9-9.99
- 10-10.99
- 11-11.99
- 12-12.99
- 13-13.99
- 14-14.99



- 15-15.99
- 16-16.99
- 17-17.99
- 18-18.99
- 19-19.99
- 20-20.99
- 21-21.99
- 22-22.99
- 23-23.99
- 24-24.99

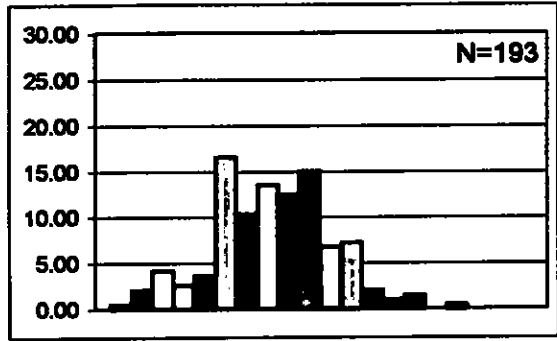


**Tanninim stream**

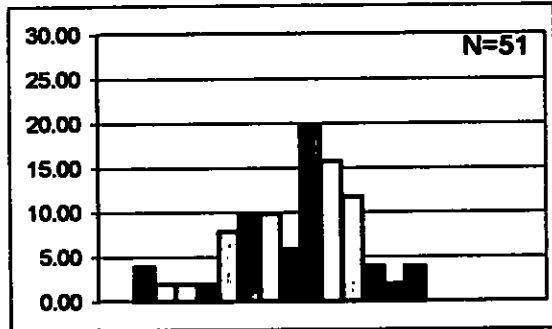
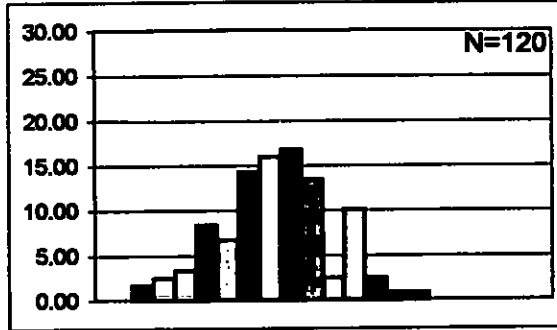


אוגוסט-00

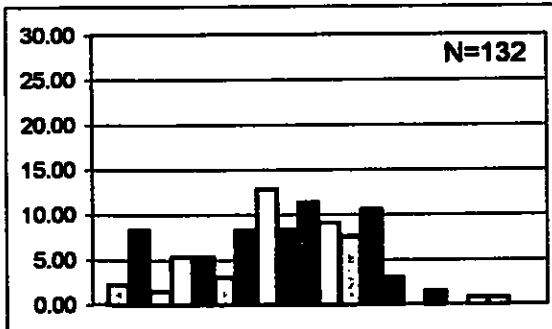
**Seadia stream**



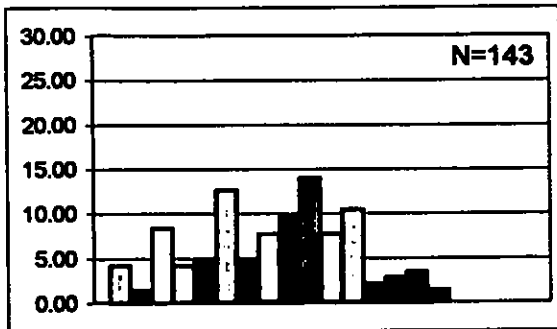
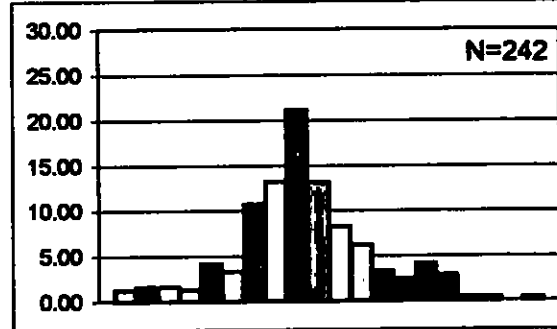
ספטמבר-00



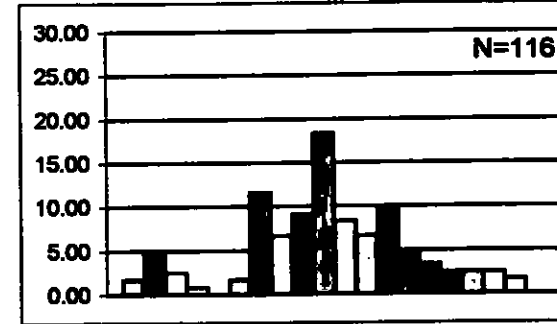
אוקטובר-00



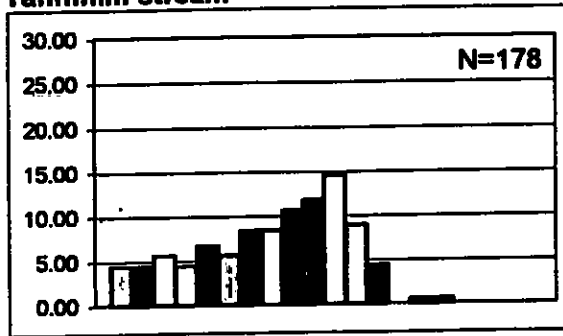
נובמבר-00



דצמבר-00



Tanninim stream



ינואר-01

Seadia stream

N=114

פברואר-01

N=98

N=136

מרץ-01

N=341

אפריל-01

N=282

N=350

מאי-01

N=176

Table 3.1.1: Number of snails (N), range, mean, and SD of *Melanopsis lampra* shell length in Seadia stream. Skewness and p values for Shapiro-Wilk W test for normality are shown. Significant values shown in gray.

Date	N	Range	Mean	SD	p	Skewness
04/00	222	5.2-23.7	12.9	3.2	0.432	0.08
05/00	309	6.0-20.3	12.6	2.6	0.334	0.04-
06/00	218	5.6-21.0	12.7	2.5	0.063	0.155
07/00	237	5.0-23.3	12.7	2.9	0.008	0.391
08/00	193	6.0-21.0	12.7	2.8	0.701	0.04
09/00	120	6.4-19.3	12.7	2.5	0.719	0.07-
10/00	118	5.0-21.6	13.9	3.3	0.262	0.157-
11/00	242	5.3-24.1	13.8	3.2	0.001	0.134
12/00	116	5.3-23.7	14.9	3.7	0.095	0.082-
01/01	114	5.0-24.8	11.4	3.9	0.069	0.134-
02/01	98	5.0-23.7	14.3	4.2	0.090	0.29-
04/01	282	5.0-24.5	13.4	3.8	0.000	0.117-
05/01	176	5.2-24.4	14.4	3.2	0.059	0.232

**אוכלוסיית נחל תנינים**

פרטים של שחריר מנחל תנינים (*Melanopsis* sp.) נמצאו בכל חודשי השנה (איור 3.1.4).

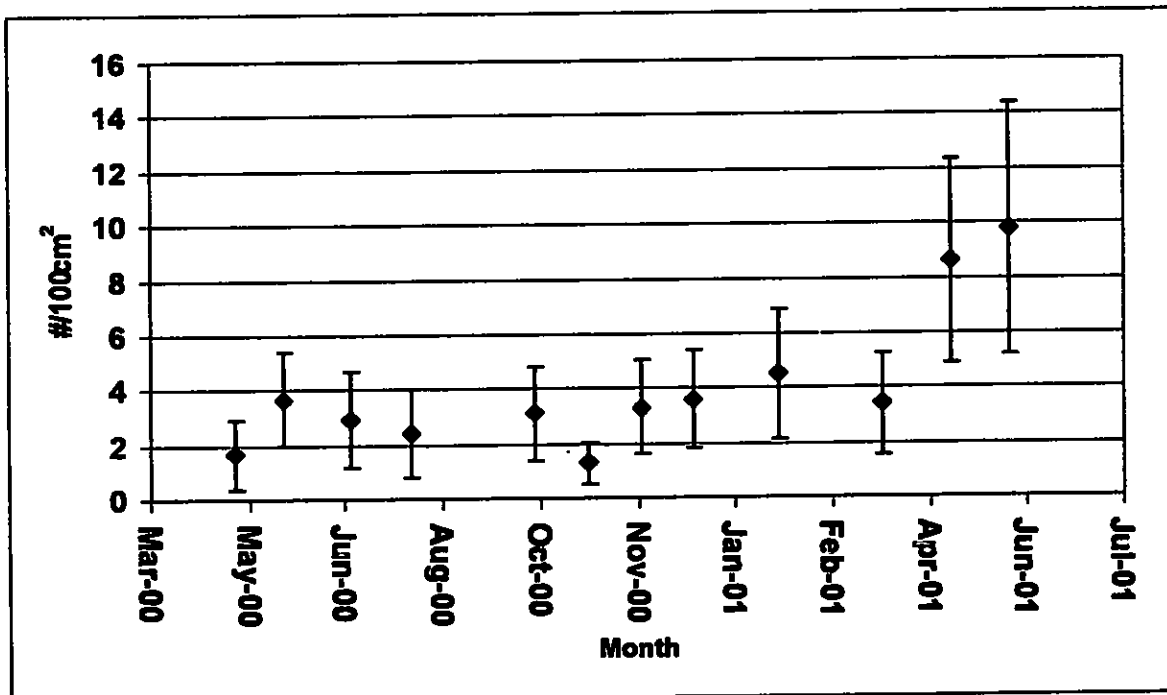


Figure 3.1.4: Density (mean ± SD) of *Melanopsis* sp. population sampled in Tanninim stream

צפיפות השחרירים הייתה יציבה בתקופה שבין האביב ועד סוף החורף (אפריל 2000 - מרץ 2001) (ממוצע  $3 \pm 1$  פרטים ל 100 סמ"ר). באביב 2001 (אפריל ומאי) נצפתה עלייה חדה משמעותית בצפיפות אוכלוסיית השחרירים בנחל תנינים לערכים של בין 8-10 פרטים ל 100 סמ"ר ( $p < 0.05$ )

(ANOVA, posterior test

אורך הקונכייה הממוצע יציב במהלך סוף האביב ותחילת הקיץ (אפריל-יוני) ( $p > 0.05$  ANOVA, posterior test, איור 3.1.5). בחודשים אלו ממוצע אורך הקונכייה נע בין 12-13 מ"מ. בקיץ נצפתה עלייה מובהקת בממוצע אורך הקונכייה ל 14 מ"מ ( $p < 0.05$ ). במהלך חודשי הקיץ ועד לאביב הבא נצפתה ירידה הדרגתית באורך השחרירים, עד לערך מינימלי של 10 מ"מ במאי.

נמצא מתאם הפוך מובהק בין אורך השחרירים וצפיפותם (correlation test,  $r^2 = 0.8$ ,  $p < 0.0001$ )

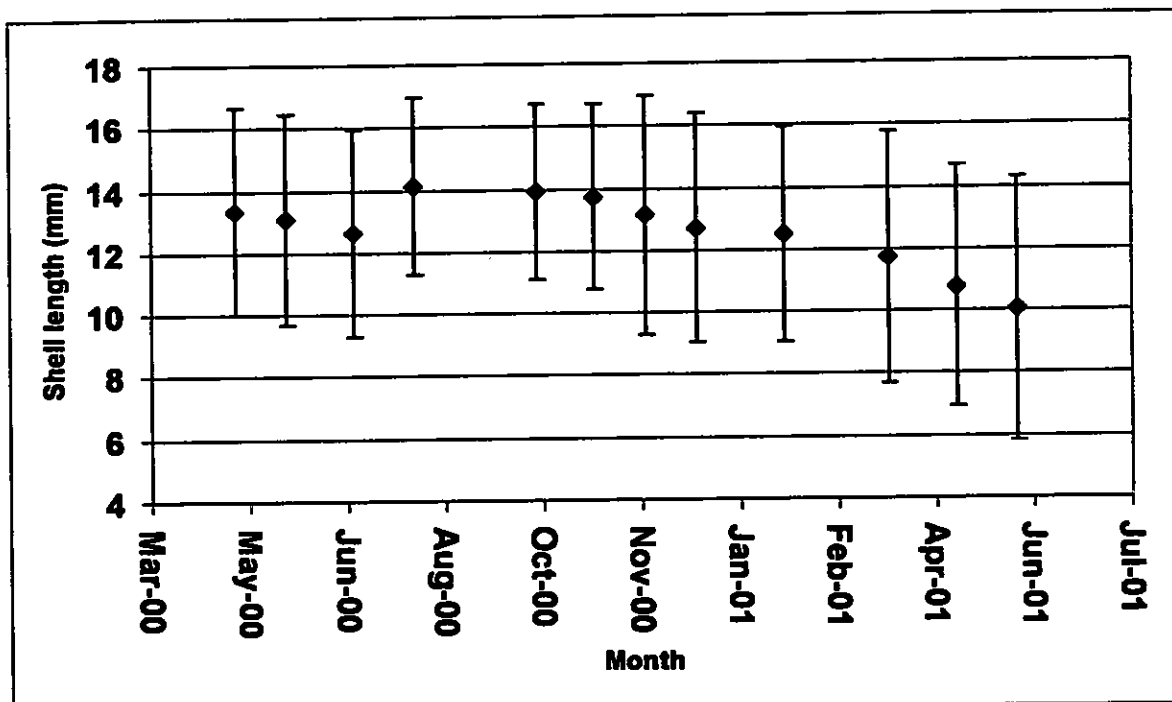


Figure 3.1.5: Shell length (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis* sp. population sampled in Tanninim stream

התפלגות הגדלים באוכלוסיית נחל תנינים היתה שונה מהתפלגות נורמלית ומוטית לעבר הגילאים הצעירים בתקופה שבין סוף החורף ותחילת האביב. בחודשי הקיץ והסתיו התפלגות הגדלים אינה שונה מהנורמלי (איור 3.1.3, טבלה 3.1.2)

**Table 3.1.2: Number of snails (N), range, mean, and SD of *Melanopsis* sp. Shell length in Tanninim stream. Skewness and p values for Shapiro-Wilk W test for normality are shown. Significant values shown in gray.**

<b>Date</b>	<b>N</b>	<b>Range</b>	<b>Mean</b>	<b>sd</b>	<b>p</b>	<b>Skewness</b>
04/00	53	5.2-17.9	13.3	3.3	0.001	0.84-
05/00	130	5.0-20.6	13.1	3.4	0.001	0.56-
06/00	117	5.1-24.1	12.6	3.3	0.005	0.13-
07/00	96	5.9-20.7	14.1	2.8	0.575	0.29-
08/00	124	5.8-23.6	13.9	2.8	0.336	0.1-
10/00	51	6.1-19.9	13.7	3	0.194	0.55-
11/00	132	5.1-23.4	13.1	3.8	0.054	0.15-
12/00	143	5.3-20.7	12.7	3.7	0.058	0.1-
01/01	178	5.0-20.0	12.5	3.4	0.000	0.42-
03/01	136	5.1-21.0	11.7	4.0	0.000	0.22-
04/01	341	5.0-20.4	10.8	3.9	0.000	0.14
05/01	350	5.0-20.0	10.1	4.2	0.000	0.49

## 3.2 רעילות נחושת לחילזון שחריר הנחלים

### 3.2.1 בחינת מערכת הניסוי

#### א. מבחנים סטטיים במי ברז

#### אוכלוסיית נחל תנינים

ערכי הרגישות של אוכלוסיית השחרירים מנחל תנינים לנחושת (96h-EC<sub>50</sub>) בבדיקה במי ברז היו בטווח של 0.11 – 0.46 מ"ג/ליטר, עם ממוצע של 0.27 מ"ג/ליטר ושונות (CV) של 39% (איור 3.2.1). קיימת מגמה מובהקת של עלייה ברגישות השחרירים לנחושת (ירידה בערכי 96h-EC<sub>50</sub>) בין תחילת הניסויים במאי 2000 ועד ספטמבר, ובין מרץ 2001 ועד סוף ביצוע הניסויים במאי 2001. מגמה מובהקת הפוכה של ירידה ברגישות לנחושת (עלייה בערכי 96h-EC<sub>50</sub>) נמצאה בין החודשים ספטמבר למרץ. לא נמצאה מגמה של התייצבות הממוצע המצטבר של ערכי הרגישות במהלך כל תקופת המחקר.

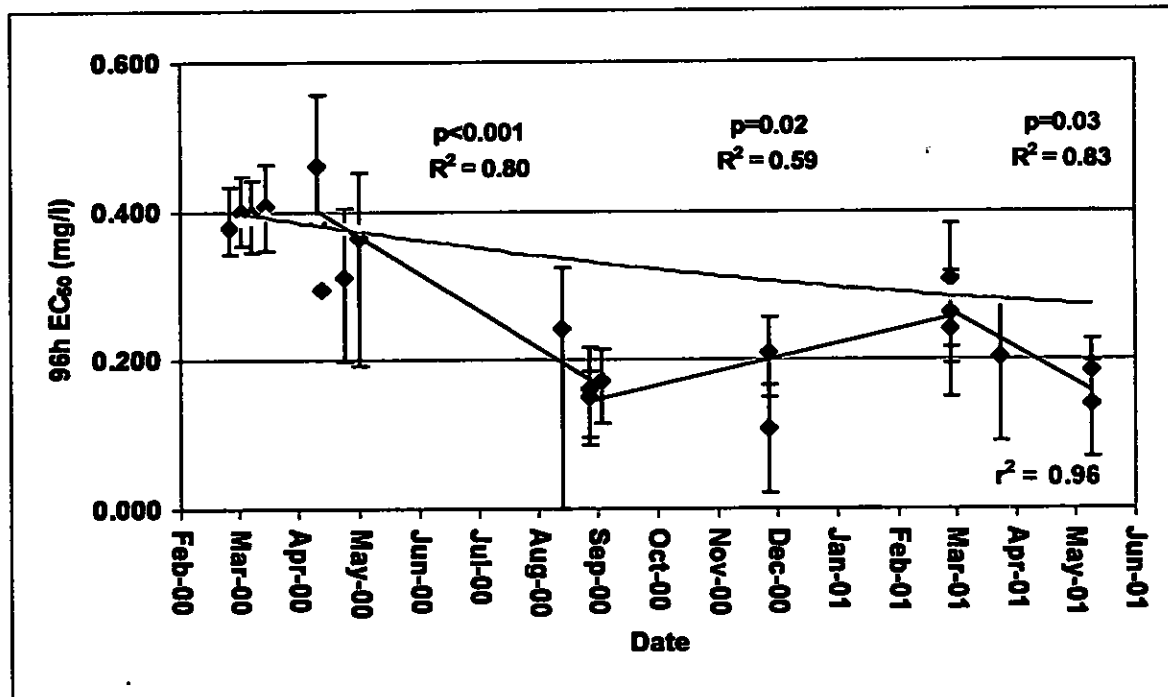


Figure 3.2.1: Changes in sensitivity of *Melanopsis* sp. To Cu (95% confident limits). P values for the correlation and coefficient of determination are shown. Regression for cumulative mean values of 96h-EC<sub>50</sub> and coefficient of determination is shown in red.

#### אוכלוסיית נחל סעדיה

ערכי הרגישות של אוכלוסיית שחרירים מנחל סעדיה לנחושת נמצאו בטווח של 0.1 – 0.48 מ"ג/ליטר, עם ממוצע של 0.27 מ"ג/ליטר ושונות (CV) של כ- 37%. קיימת מגמה מובהקת של עלייה ברגישות השחרירים לנחושת (ירידה בערכי 96h-EC<sub>50</sub>) בין תחילת הניסויים במרץ 2000 ועד



ספטמבר (correlation test,  $r^2=0.66$ ,  $p=0.002$ ) ובין ינואר 2001 ועד סוף ביצוע הניסויים במאי 2001 ( $r^2=0.65$ ,  $p=0.009$ ). מגמה של ירידה ברגישות לנחושת (עלייה בערכי  $96h-EC_{50}$ ) נמצאה בין החודשים ספטמבר לינואר 2001 ( $r^2=0.37$ ,  $p=0.004$ ). קיימת מגמה של התייצבות הממוצע המצטבר של ערכי הרגישות לאחר 19 ניסויים (0.28 מ"ג/ליטר).

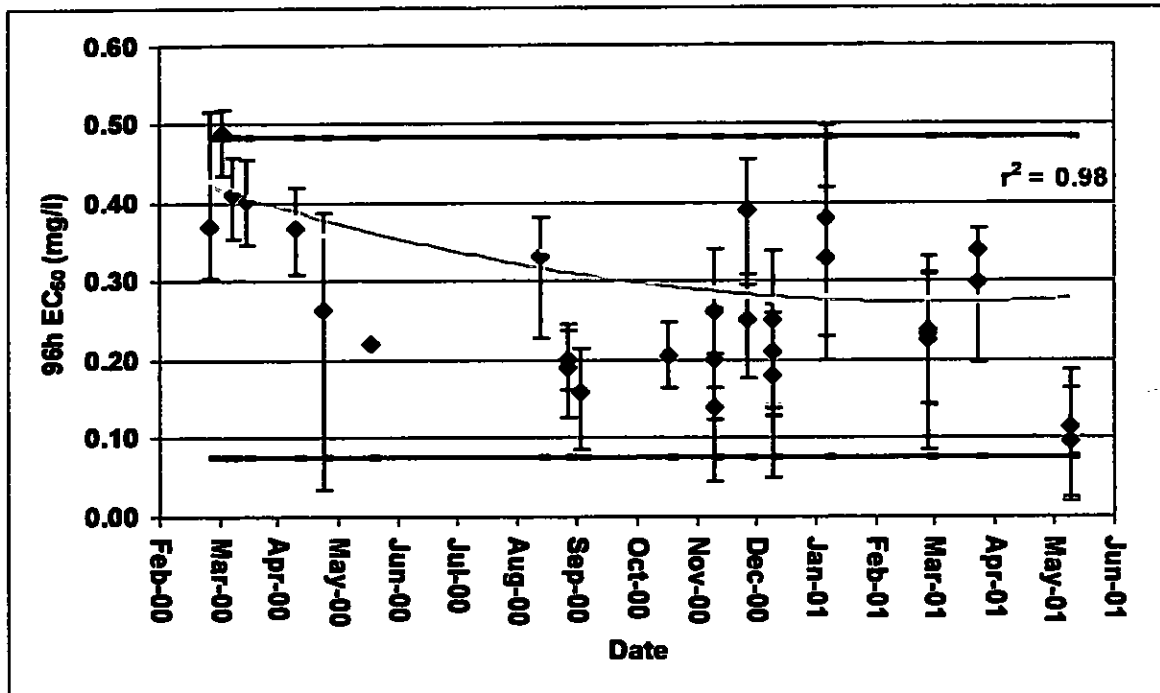


Figure 3.2.2: 96h-EC<sub>50</sub> (and 95% confident limits) of *Melanopsis lampra* from Seadia stream Exposed to Cu. Regression of Cumulative mean values of 96h-EC<sub>50</sub> and coefficient of determination are shown (red). Blue lines present 2SD distance from the stable cumulative mean value (first 19 values).

נמצא מתאם מובהק בין אורך הקונכייה הממוצע לבין רגישות שחריר הנחלים לנחושת בניסויים הנייל, בשתי אוכלוסיות השחריר (איור 3.2.3 ו 3.2.4). הרגישות פוחתת עם העלייה בגודל הפרטים. ערכי המתאם ( $r^2$ ) היו נמוכים יחסית הן באוכלוסיית נחל תנינים והן באוכלוסיית נחל סעדיה (0.35 ו 0.47, בהתאמה).

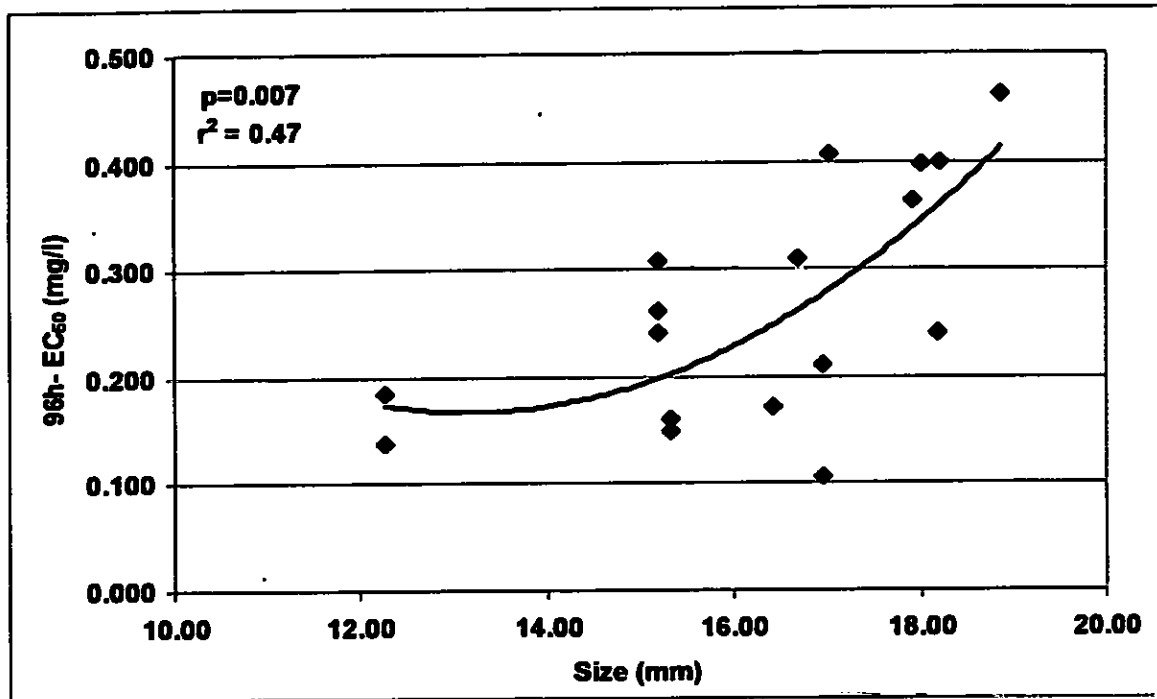


Figure 3.2.3: Relationship between sensitivity of *Melanopsis* sp. (96h-EC<sub>50</sub>) from Tannim stream population to Cu vs. mean shell length (mm). P value for the correlation and coefficient of determination are shown.

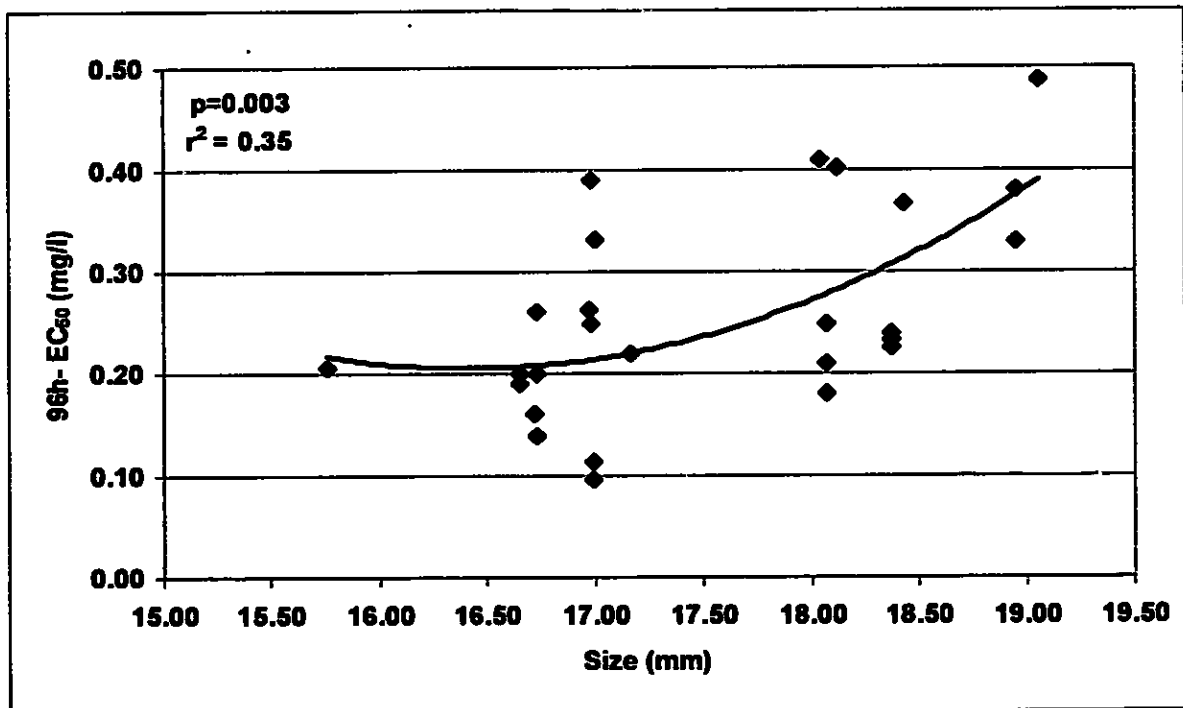


Figure 3.2.4: Relationship between sensitivity of *Melanopsis lampra* (96h-EC<sub>50</sub>) from Seadia stream population to Cu vs. mean shell length (mm). P value for the correlation and coefficient of determination are shown.

**ג. בחינת מתאם בין אורך קונכיית השחרירים לבין רגישותם לנחושת**  
 נערך ניסוי מבוקר לבחינת הקשר בין אורך הקונכייה לבין הרגישות לנחושת. במבחן זה לא נמצא הבדל מובהק ברגישות ( $96h-EC_{50}$ ) שחרירים מאוכלוסיית נחל סעדיה ונחל תנינים בגדלים שונים לריכוזי נחושת שונים (טבלה 3.2.1).

Table 3.2.1: Comparison of stressed *Melanopsis* (%) of different size group from Tanninim and Seadia streams, exposed to 0.1 and 0.25 mg/l Cu. p values for ANOVA test after % transformed top Asin, are shown)

Cu 0.25 mg/l		Cu 0.1 mg/l	
large	small	large	small
<b>Tanninim stream</b>			
83	75	44	35
72	75	11	25
67	70	5	10
P=0.28		P=0.75	
<b>Seadia stream</b>			
65	55	15	25
55	65	20	10
65	60	25	15
P=0.72		P=0.69	

### 3.2.2 השפעת תהליך האקלום על רגישות השחריר לנחושת

#### א. בחינת השפעת תהליך האקלום

רגישות שחריר הנחלים לנחושת ( $96h-EC_{50}$ ) לאחר אקלום למי ברז הייתה גבוהה מזו של שחרירים שהוחזקו ונבחנו במי הנחל - סעדיה (ANOVA test,  $p=0.01$ , טבלה 3.2.2). ממוצע ערכי  $96h-EC_{50}$  וסטיות התקן שנמצאו הם:  $0.21 \pm 0.04$  ו  $0.52 \pm 0.13$  מ"ג/ליטר באוכלוסייה שנבחנה במי נחל סעדיה ובמי ברז, בהתאמה.

Table 3.2.2: Comparison of the sensitivity to Cu (% stressed snails) of *Melanopsis lampra* acclimated to tap water and snails tested in Seadia water (3 replicate). Copper concentration, 96h-EC<sub>50</sub> – in grey and 95% confident limits are shown.

Seadia water			Tap water			
0	0	5	15	5	10	Cu 0 mg/l
10	5	10	55	35	45	Cu 0.15mg/l
40	30	30	75	65	60	Cu 0.3 mg/l
70	40	10	80	80	100	Cu 0.43 mg/l
70	30	55	85	75	100	Cu 0.6 mg/l
95	85	95	100	95	100	Cu 0.9 mg/l
0.38	0.56	0.63	0.18	0.25	0.21	96h-EC <sub>50</sub>
0.47-0.3	0.77-0.45	0.71-0.53	0.27-0.05	0.34-0.13	0.26-0.14	95% confident limits

ב. רגישות לנחושת במבחנים סטטיים במי ברז מותאמים למוליכות חשמלית של מי המקור לא נמצא הבדל מובהק ברגישות שחרירים לנחושת (ערכי 96h-EC<sub>50</sub>) בבחינתם במי נחל סעדיה ומי ברז במליחות זהה לזו של בית הגידול: מלח מסוג Instant ocean (p=0.18, איור 3.2.5) ומלח מסוג Sigma (p=0.27, איור 3.2.6).

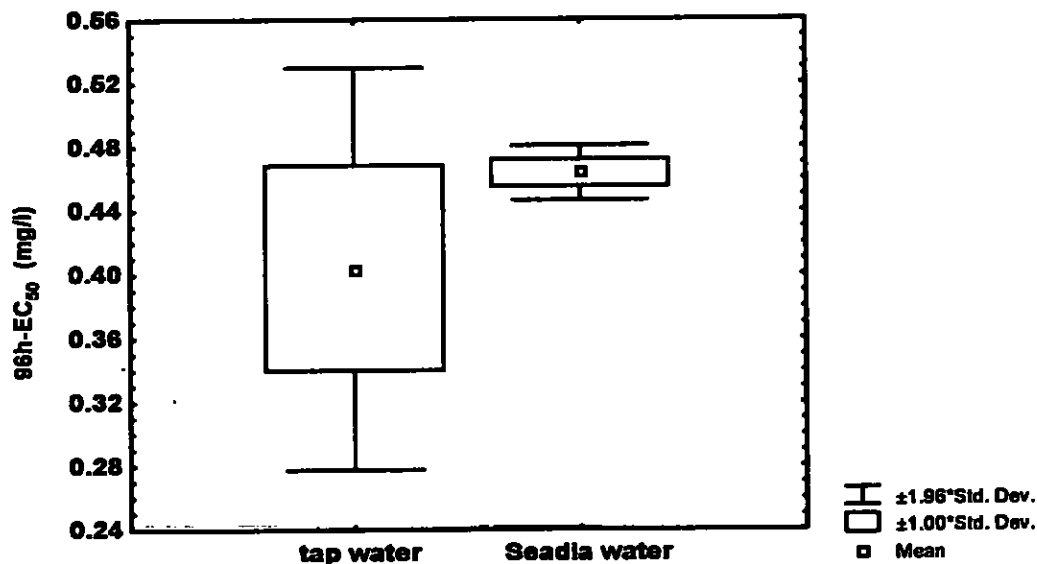


Figure 3.2.5: Sensitivity of *Melanopsis lampra* to Cu (96h-EC<sub>50</sub>, mean ± SD) tested in Seadia water and in tap water adjusted to Seadia water salinity (Instant Ocean salt).

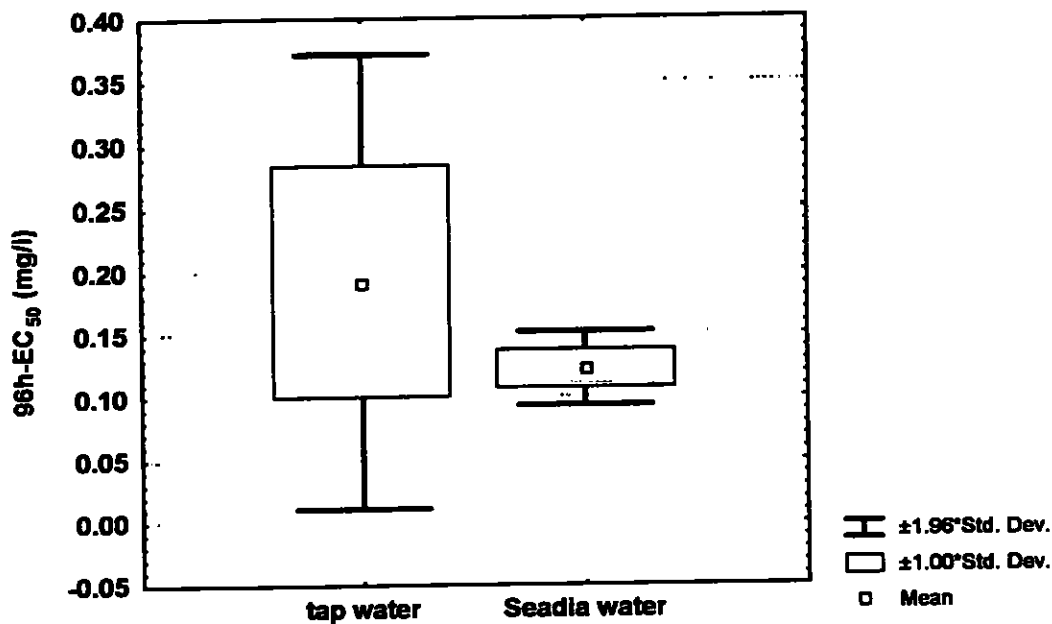


Figure 3.2.6: Sensitivity of *Melanopsis lampra* to Cu (96h-EC<sub>50</sub>, mean ± SD) tested in Seadia water and in tap water adjusted to Seadia water salinity (Sigma salt).

נמצא כי שונות התגובה (סטיית התקן) באוכלוסייה שנבחנה במי ברז בתוספת מלחים הייתה גבוהה יחסית לזו שנמצאה באוכלוסייה שנבחנה במי המקור.

**ג. בחינת השפעת הורדת המליחות והשבתה למליחות מי המקור על רגישות שחרירים לנחשת**

קיים הבדל מובהק (ANOVA test,  $p=0.013$ ) ברגישות שחריר הנחלים לנחשת (96h-EC<sub>50</sub>) ב - 4 טיפולי אקלום שונים (איור 3.2.7). במבחן פוסטריורי נמצא כי אין הבדל מובהק בין אוכלוסיות שלא עברו טיפולי אקלום והוחזקו זמן שונה בתנאי מעבדה. רגישות שחרירים לנחשת לאחר אקלום למוליכות חשמלית של מי ברז הייתה גבוהה מזו של רגישות שחרירים שנשמרו במי המקור. לא נמצא הבדל בין רגישות שחרירים לנחשת לאחר אקלום למוליכות חשמלית של מי ברז לבין רגישות שחרירים שאוקלמו למי ברז ולאחר וכן למי ברז עם מוליכות מי המקור (טבלה 3.2.3). באוכלוסייה שנשמרה במי המקור נמצא אחד מערכי הרגישות חריג ביותר מ 90% ממוצע הערכים האחרים, ערך חריג זה לא הוכנס לאנליזות הסטטיסטיות.

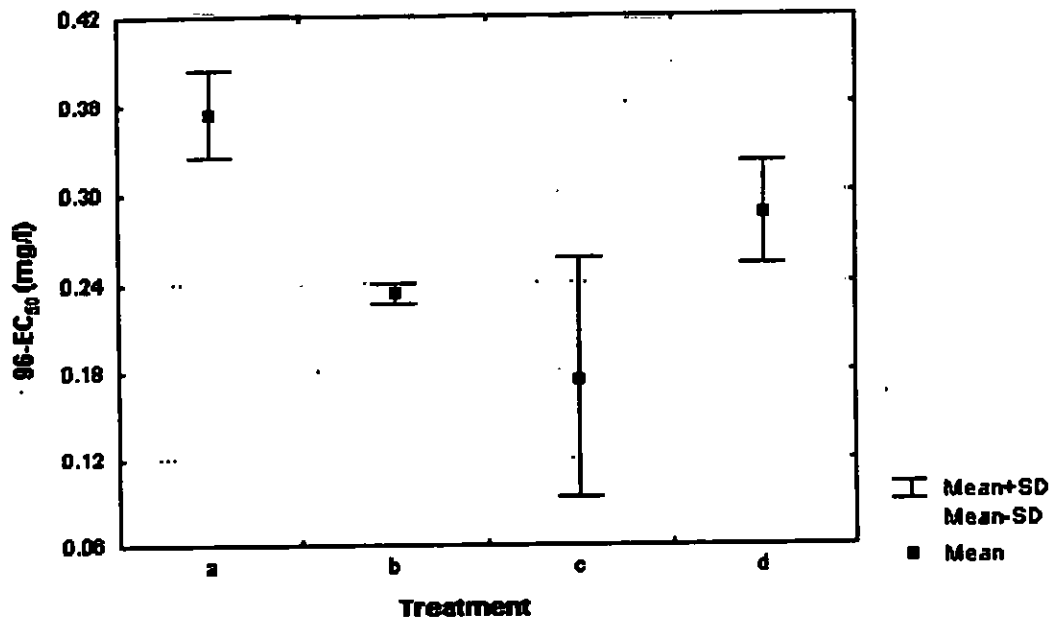


Figure 3.2.7: Comparison of the sensitivity of *Melanopsis lampra* to Cu under different acclimation conditions: a - no acclimation (1 day Seadia water), b - acclimation to tap water (2 weeks), c - acclimation to tap water (2 weeks) followed by acclimation to tap water with adjusted conductivity to Seadia water, d - held in Seadia water for 4 weeks.

Table 3.2.3: Examination of the acclimation treatments on sensitivity of *Melanopsis lampra* to Cu. p values of posterior ANOVA test (a - d as in Fig. 3.2.7)

	d	c	b	a	
	0.16	0.00	0.02		a
	0.27	0.18		0.02	b
	0.04		0.18	0.00	c
		0.04	0.27	0.16	d

### 3.2.3 בחינת הגורמים הכימיים המשפיעים על דינמיקת הנחושת במבחן סטטי

#### א. בדיקת השפעת מדיום התמיסה על שקיעת הנחושת

נמצא כי קיים הבדל מובהק בריכוז הנחושת הנותר בין זמני חשיפה שונים ובין תמיסות שונות (2- way ANOVA test, Asin transformation,  $p < 0.05$ , איור 3.2.8). במבחן פוסטריורי (בין זמני החשיפה) נמצא כי ריכוזי הנחושת בתחילת הניסוי היו גבוהים משמעותית מריכוזי הנחושת הנותרים כעבור 15 שעות ( $p < 0.001$ ). לא נמצאו הבדלים בין ריכוזי הנחושת לאחר חשיפה של 64 ו

96 שעות ( $p=0.94$ ). במבחן פוסטריורי (בין תמיסות המבחן) נמצא כי ריכוזי הנחושת הנותרים במים מזוקקים היו שונים מריכוזי הנחושת הנותרים בשאר התמיסות ( $p<0.001$ ). לא נמצאו הבדלים משמעותיים בין ריכוזי הנחושת הנותרים במדיום של מי ברז, למי ברז עם המלחים ולמים מזוקקים עם מלחים.

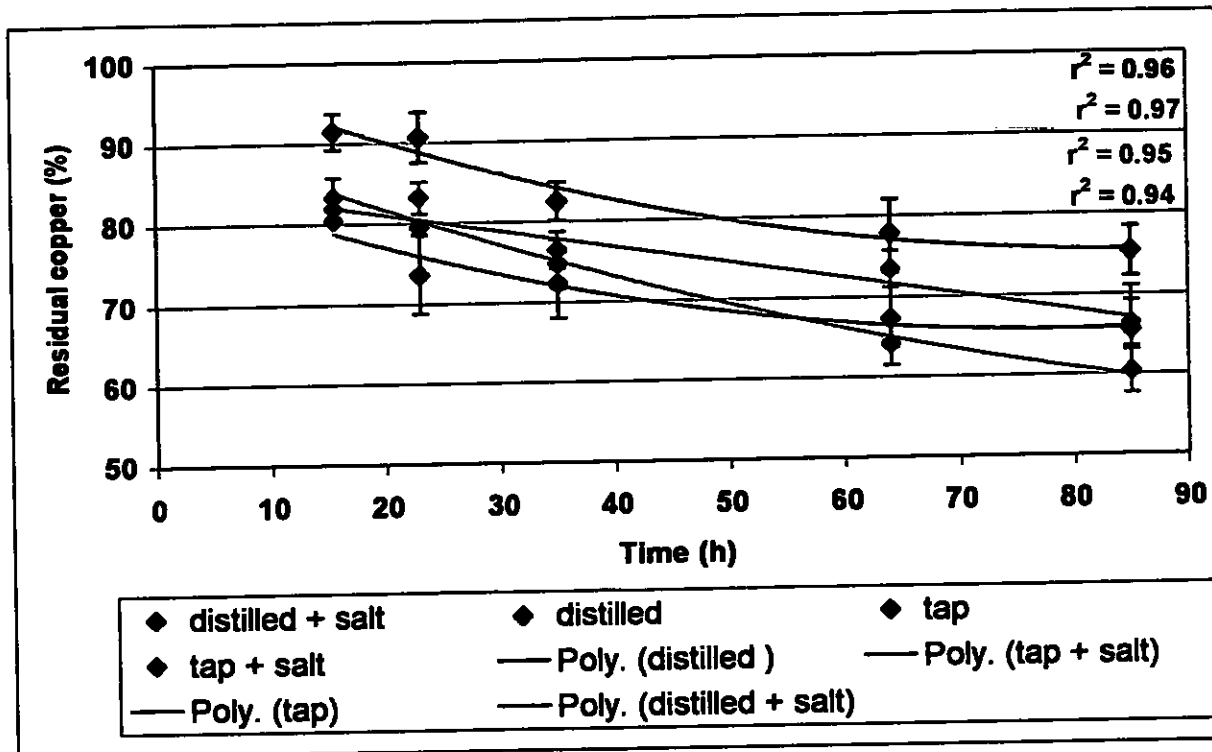


Figure 3.2.8: Changes of residual copper concentration (% , mean  $\pm$  SD) with time in different media (Coefficient of determination and regression are shown).

### 3. בחינת השפעת מרכיבי הניסוי שונים על דעיכת ריכוז הנחושת

בכלים שאווררו בעזרת אבן אוורור פחת ריכוז הנחושת בקצב מהיר יותר מאשר בכלים שאווררו ללא אבן אוורור או לא אווררו כלל. כעבור 24 שעות נותרו בצננות שאווררו בעזרת אבן אוורור 68% מריכוז הנחושת ההתחלתי. הדעיכה בריכוז הנחושת בכלים אלו המשיכה גם כעבור 70 שעות, בניגוד לטיפולים האחרים בהם התייצב ריכוז הנחושת כעבור 24 שעות (איור 3.2.9).

בניסיון לבדוק איבודי נחושת במערכת נעשה טיפול עם חומצה (חומצה חנקתית) ובדיקה מחודשת של ריכוז הנחושת. נמצא שבשלושה מתוך ארבעה טיפולים ניתן היה למדוד מעל ל 95% מריכוז הנחושת ההתחלתי. בטיפול אוורור עם אבן אוורור "נעלם" כ 25% מהנחושת (איור 3.2.10).

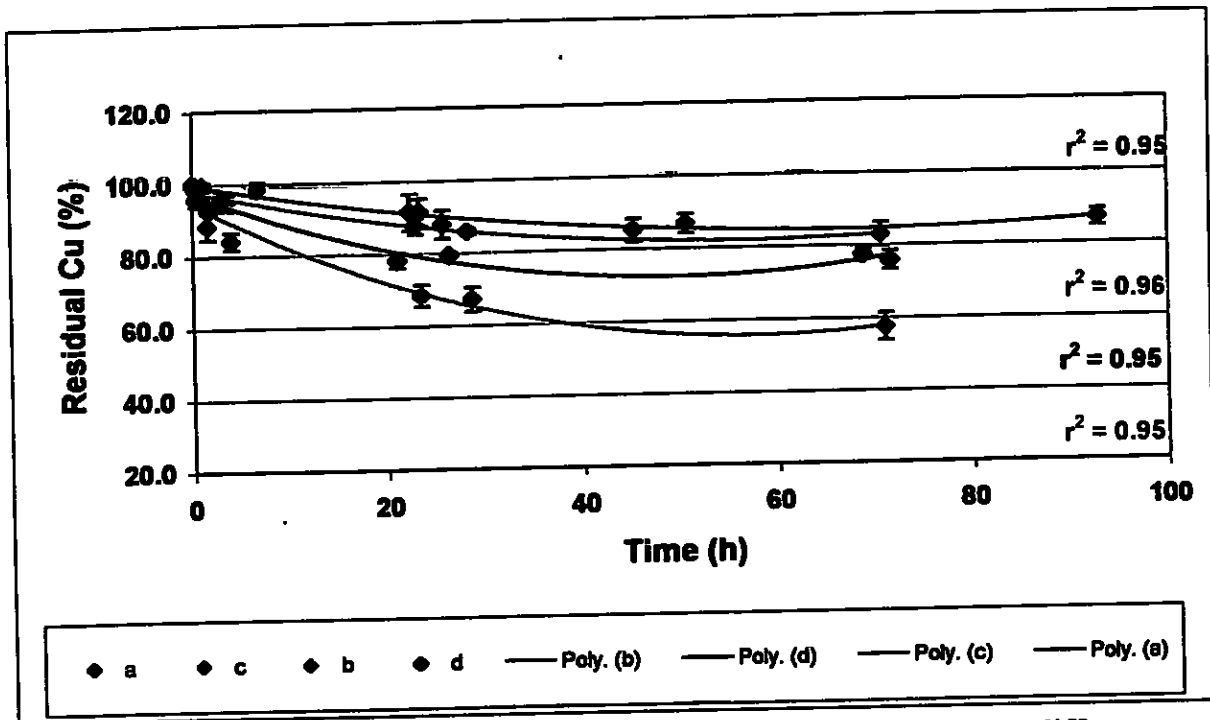


Figure 3.2.9: Changes in residual copper concentration (%) with time in different aeration treatments: a - no aeration, b - aeration with a stone, c - stone without aeration, d - aeration with plastic tubing (Coefficient of determination and polynomial regression are shown)

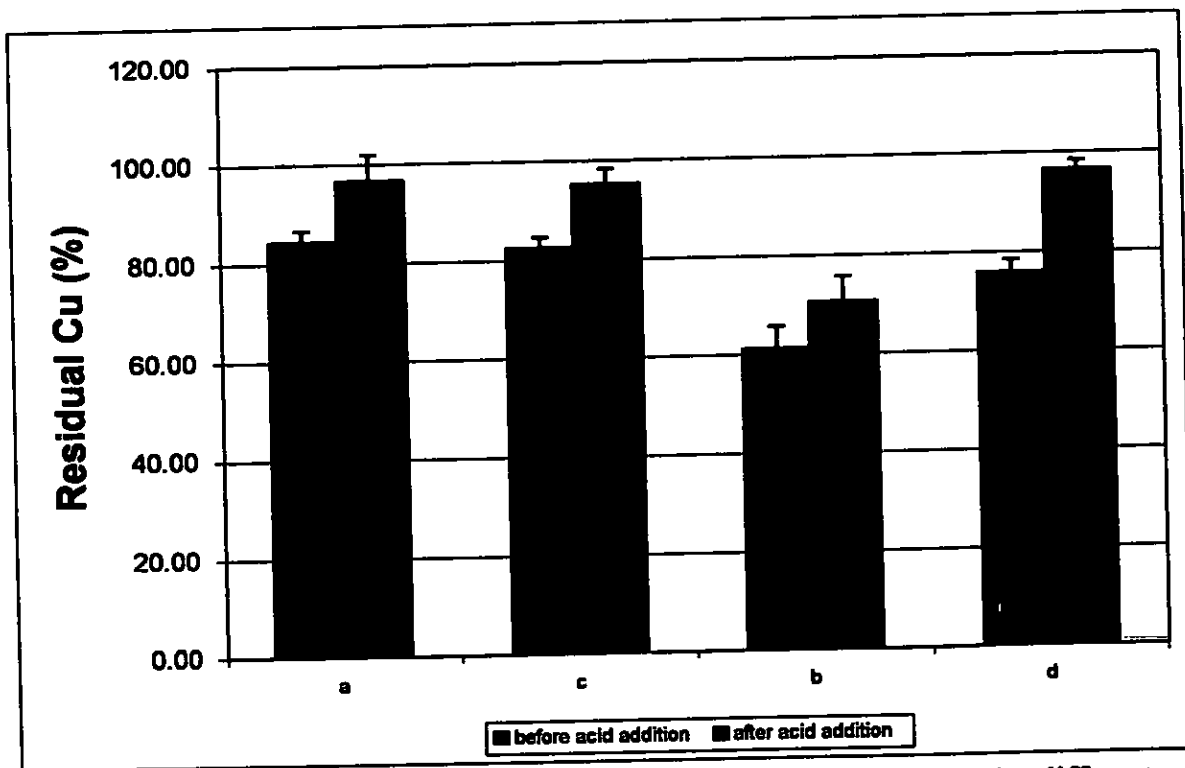


Figure 3.2.10: Mean and SD of residual copper concentration (%) in different treatments (a-d as Fig. 3.2.9).



### 3.2.4 רעילות נחושת - שיטת renewal

נמצא הבדל מובהק ברגישות אוכלוסיות שונות ( $96h-EC_{50}$ ) של שחריר הנחלים לנחושת (ANOVA test,  $p < 0.001$ , איור 3.2.11). הרגישות לנחושת באוכלוסיית נחל סעדיה זומה לרגישות של אוכלוסיית השחריר בכנרת ( $0.08 \pm 0.03$  ו  $0.08 \pm 0.02$  מ"ג/ליטר, בהתאמה). אוכלוסיית נחל תנינים נמצאה עמידה יותר מהאוכלוסיות הנ"ל ( $0.015 \pm 0.001$  מ"ג/ליטר) ואוכלוסיית עיינות צוקים נמצאה העמידה ביותר ( $0.28 \pm 0.03$  מ"ג/ליטר).

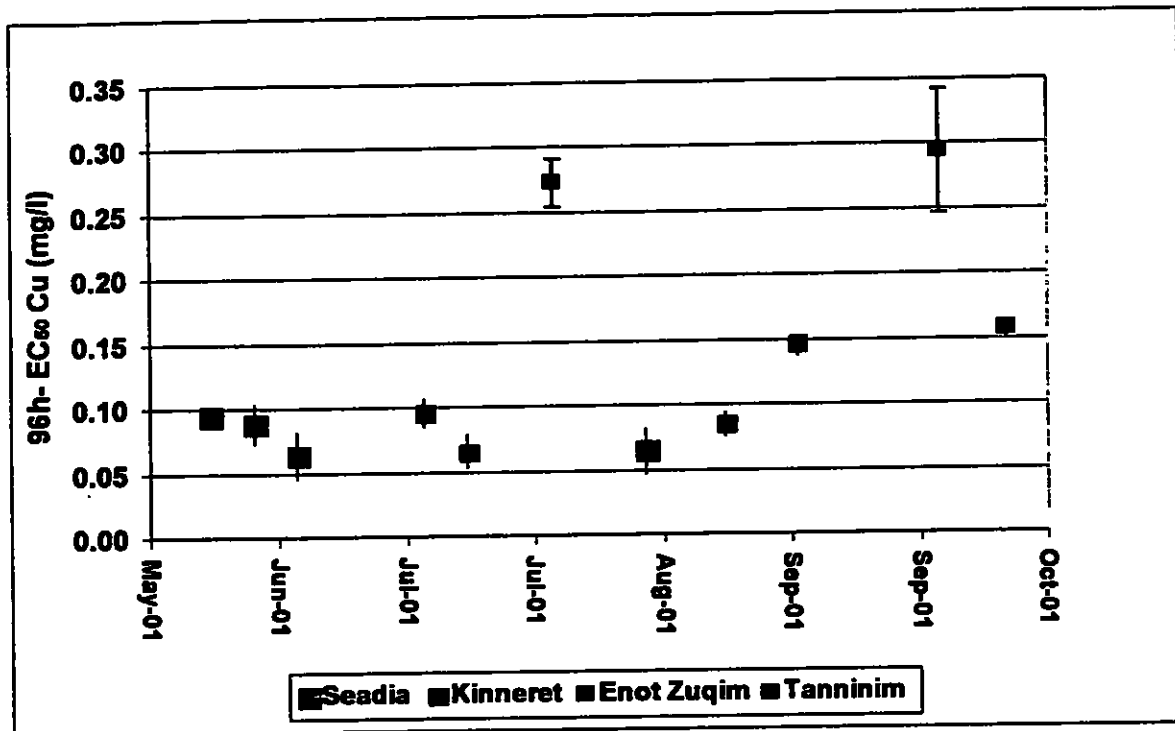


Figure 3.2.11: Sensitivity to copper ( $96h-EC_{50}$  values) of different *Melanopsis* populations (mean  $\pm$  SD). Dates of bioassays are shown.

נמצאה מגמה משמעותית ( $p < 0.01$ , correlation test) של עלייה בעמידות השחרירים לנחושת עם העלייה במליחות (מליחות תמיסות המבחן הזוהו למליחות בבית הגידול, איור 3.2.12).

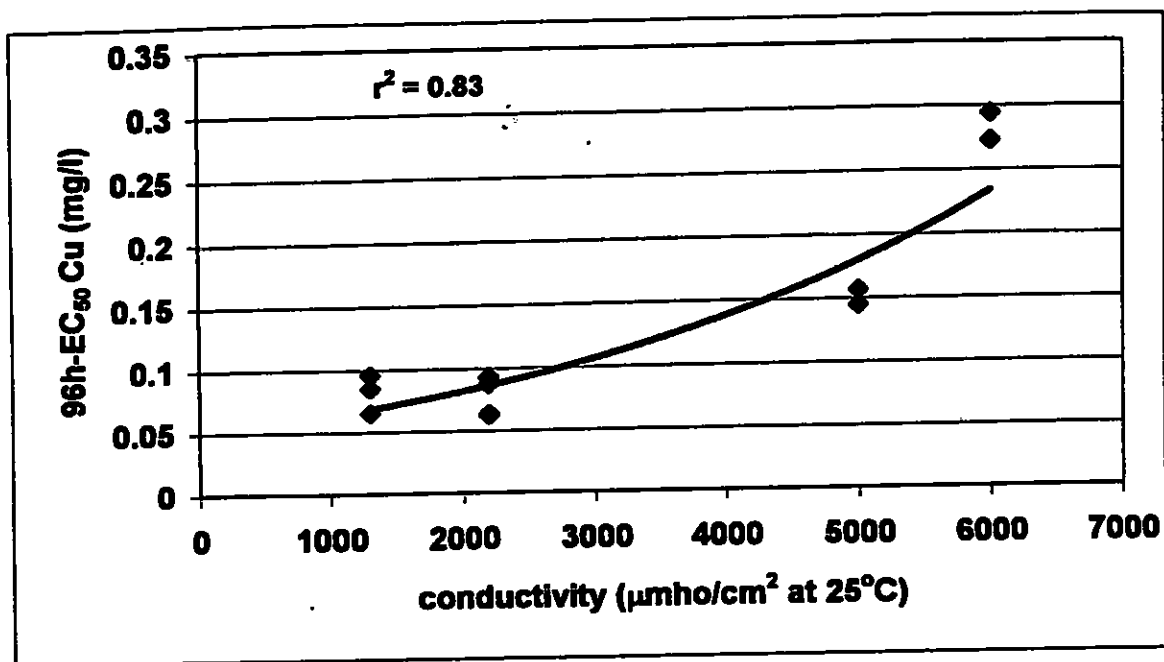


Figure 3.2.12: Relationship between sensitivity to copper of different *Melanopsis* populations and the electric conductivity of the test solution (same as the conductivity in the habitat).

### 3.3 רעילות אמוניה לחילזון שחריר הנחלים

הניסויים בצעו באוכלוסיות מהסוג שחריר מהמינים: *M. buccinoidea* מעיינות צוקים, *M. costata* מהכנרת, *M. lampra* מנחל סעדיה ו *Melanopsis* sp. מנחל תנינים. שינויים באיכות המים במהלך הניסוי מפורטים בספח 3.

נמצאו הבדלים מובהקים ברגישות אוכלוסיות שונות של שחריר הנחלים לאמוניה כללית (Total ammonia, ANOVA test,  $p < 0.0001$ , איור 3.3.1). הרגישות לנחושת באוכלוסיות נחל סעדיה דומה לזו של אוכלוסיית נחל תנינים (ANOVA, a posterior test,  $p = 0.11$ ), ממוצע  $11.1 \pm 4.6$  ו  $21.4 \pm 1.5$  מ"ג/ליטר, בהתאמה). אוכלוסיית כנרת עמידה פי 2 מהאוכלוסיות הנ"ל (ממוצע  $24.6 \pm 6.1$  מ"ג/ליטר). אוכלוסיית עיינות צוקים נמצאה עמידה ביותר, כ פי 5.5 מאוכלוסיות סעדיה וכנרת (ממוצע  $60.1 \pm 20$  מ"ג/ליטר).

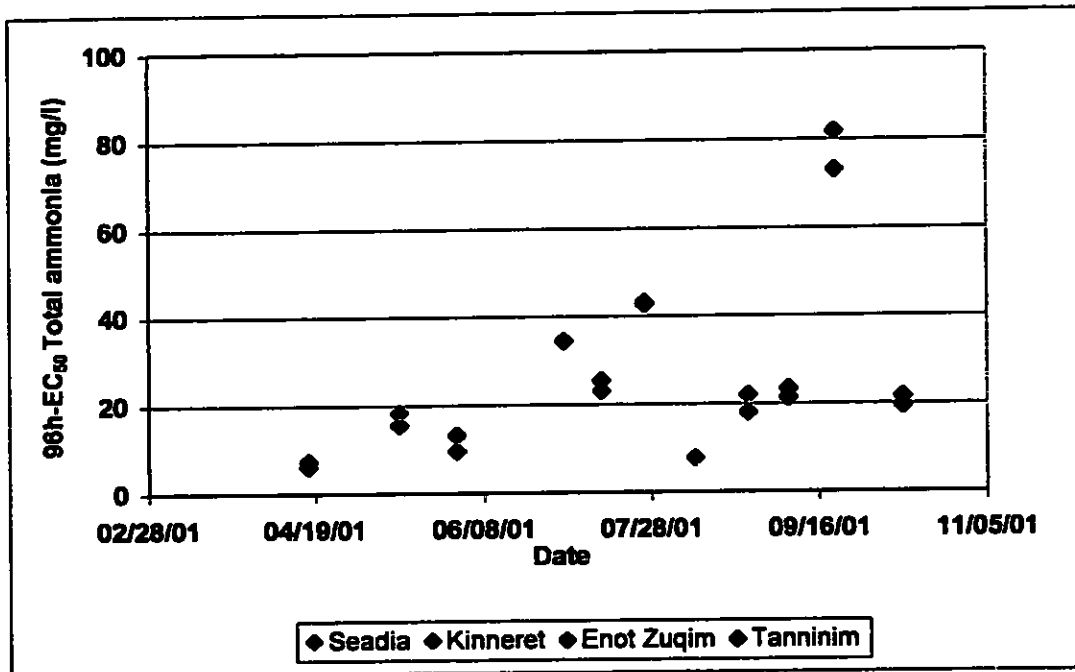


Figure 3.3.1: Sensitivity (96h-EC<sub>50</sub>) of different *Melanopsis* populations to total ammonia. Dates of bioassays are shown.

גם ברגישות לאמוניה בלתי מיוננת נמצא הבדל מובהק בין המינים (ANOVA-test,  $p < 0.0001$ ), איור 3.3.2). אוכלוסיית נחל סעדיה נמצאה כרגישה ביותר ושונה סיגניפיקנטית מרגישות שאר האוכלוסיות (ממוצע  $0.67 \pm 0.2$  מ"ג/ליטר,  $p < 0.01$ ). רגישותן של אוכלוסיות כנרת ותנינים דומה (ממוצע  $1.41 \pm 0.3$  ו  $1.55 \pm 0.1$  מ"ג/ליטר, בהתאמה,  $p = 0.49$ ) וגבוהה כ פי 2 מזו של אוכלוסיית נחל סעדיה. אוכלוסיית עיינות צוקים נמצאה עמידה ביותר לאמוניה בלתי מיוננת (ממוצע  $3.6 \pm 0.5$  מ"ג/ליטר), כפי 5 מאוכלוסיית סעדיה.

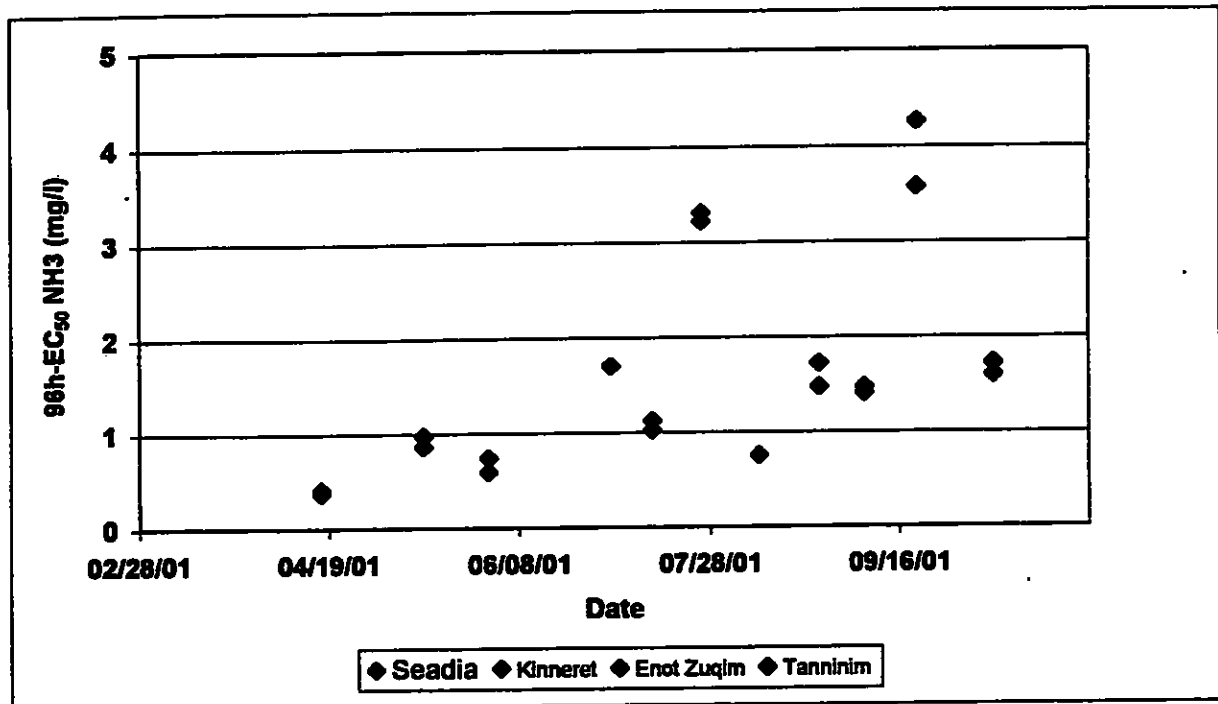


Figure 3.3.2: 96h-EC<sub>50</sub> of different *Melanopsis* populations to unionized ammonia. Dates of bioassays are shown.

חישוב ערכי סף מירביים של אמוניה מותרים בנחלים

על מנת להגן על מאכלסי המים מחושבים ערכים מירביים של מזהמים שאמורים לא לגרום לנוק במערכת האקולוגית. ערכים אלו מחושבים מתוך ערכי הרגישות האקוטיים. אחד הקריטריונים הוא קריטריון הריכוז המרבי - Criterion Maximum Concentration (CMC), הריכוז המקסימלי של המזהם (אמוניה) המומלץ בנחלים (EPA, 1999). ערכו חצי מהערך האקוטי הסופי - Final Acute Value (FAV). על מנת לחשב את הערך האקוטי הסופי עושים שימוש בערכי הרגישות - Acute values (AV). ערכים אלו זהים לערכי הרגישות לאמוניה הבלתי מיוננת המחושבים בניסויי הרעילות (96h-EC<sub>50</sub>). נהוג להמיר את ריכוזי האמוניה הבלתי מיוננת לריכוזים שווי ערך של אמוניה כללית (משוואה 1), תוך שימוש בטמפרטורה וב pH של הניסוי, וחישוב ערך pKa (Emerson et al., 1975, משוואה 2).

$$\text{משוואה 1} \quad NH_3 = \frac{NH_3 + NH_4}{1 + 10^{pKa - pH}}$$

$$\text{משוואה 2} \quad pKa = 0.09018 + \frac{2729.92}{1 + 273.2}$$

נהוג להציג את האמוניה ביחידות של אמוניה כללית - חנקן (Total ammonia -N), משוואה 3)

$$\text{משוואה 3} \quad \text{Total Ammonia} - N = (NH_3 + NH_4) \times \frac{14}{17}$$

את ערכי הרגישות האקוטיים, ביחידות של אמוניה כללית - חנקן בטמפרטורת הניסוי, מתאימים ל  $pH = 8.0$  הנחשב כסטנדרטי (משוואה 4).

$$\text{משוואה 4} \quad AV(pH = 8) = \frac{AV}{\frac{0.0489}{1 + 10^{(7.04 - pH)}} + \frac{6.95}{1 + 10^{(pH - 7.204)}}$$

ממוצע גיאומטרי של ערכי הרגישות האקוטיים לאמוניה מהווים את הערך האקוטי של המין - Species Mean Acute Values (SMAV). ממוצע גיאומטרי של ערכי הרגישות האקוטיים של המין מהווים את הערך הרגישות האקוטי של הסוג (GMAV). נהוג לעשות שימוש ב 4 הסוגים הרגישים ביותר לחישוב הערך האקוטי הסופי בנחל (FAV). בעבודה זו קיימים ערכי רגישות של סוג אחד בלבד. לפיכך, נעשו החישובים ל FAV (משוואות 5-8) על ידי שימוש בערכי הרגישות האקוטיים של מיני השחריר (SMAV). בחישוב זה מסודרים ערכי SMAV מהערך הגבוה ביותר לערך הנמוך (Ranks),  $R=1$  לערך הנמוך ביותר ועד לערך  $R="N"$  לערך הגבוה ביותר. חישוב ההסתברות המצטברת - P, לכל SMAV מחושב לפי המשוואה  $P_{(מצטבר)} = R/(N+1)$  (Stephan et al., 1985).

$$\text{משוואה 5} \quad S^2 = \frac{\sum ((\ln GMAV)^2) - ((\sum (\ln GMAV))^2 / 4)}{\sum (P) - ((\sum (\sqrt{P}))^2 / 4)}$$

$$\text{משוואה 6} \quad L = (\sum (\ln GNAV) - S(\sum (\sqrt{P}))) / 4$$

$$\text{משוואה 7} \quad A = S(\sqrt{0.05}) + L$$

$$\text{משוואה 8} \quad FAV = e^A$$

חישוב הערך האקוטי של המינים SMAVs לאוכלוסיות השונות של שחריר הנחלים ( Total

: (Ammonia - N

12.9mg/l *M.lampra* - אוכלוסיית נחל סעדיה -

25.6mg/l *Melanopsis.sp.* - אוכלוסיית תנינים -

23.1mg/l *M.costata* - אוכלוסיית כנרת -

53.7mg/l *M.buccinoidea* - אוכלוסיית עיינות צוקים -

חישוב הערך האקוטי של המינים SMAVs לאוכלוסיות השונות של שחריר הנחלים ( Total

: (Ammonia

15.7mg/l *M.lampra* - אוכלוסיית נחל סעדיה -

31.1mg/l *Melanopsis.sp.* - אוכלוסיית תנינים -

24.5mg/l *M.costata* - אוכלוסיית כנרת -

65.2mg/l *M.buccinoidea* - אוכלוסיית עיינות צוקים -

חישוב ערך רגישות אקוטי סופי (FAV) - לאחר שכלול אוכלוסיית נחל חרמון

$$FAV (Total Ammonia -N) = 8.39mg/l$$

חישוב ערך סף אקוטי מירבי - (CMC) Criterion Maximum Concentration - לאחר שכלול

אוכלוסיית נחל חרמון

$$CMC (Total Ammonia -N) = 4.2mg/l$$

### 3.4 רגישות שחריר הנחלים למליחות

שחריר הנחלים חי במקווי מים עם מליחויות שונות בטווח שבין 0.2ppt (למשל נחל חרמון) ל 3.4ppt (למשל בעיינות צוקים). בניסויים ראשוניים בהם נחשף השחריר *Melanopsis lampra* מנחל סעדיה (מליחות של כ - 1.2ppt) למליחויות בטווח של 100 -  $6000 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$  לא אובחנה תגובת עקה.

תגובת העקה של שחריר הנחלים (*Melanopsis lampra*) נמצאה לאחר חשיפה למוליכויות חשמליות גבוהות פי - 20 מזו של הנחל בו נאסף. תגובת העקה הופיעה במהלך 24 השעות הראשונות לחשיפה, לא נמצא הבדל משמעותי בתגובת העקה עד לחשיפה של 96 שעות ( 2-way ANOVA, % stressed transformed to  $\text{Asin}$ ,  $p=0.07$ , איור 3.4.1).

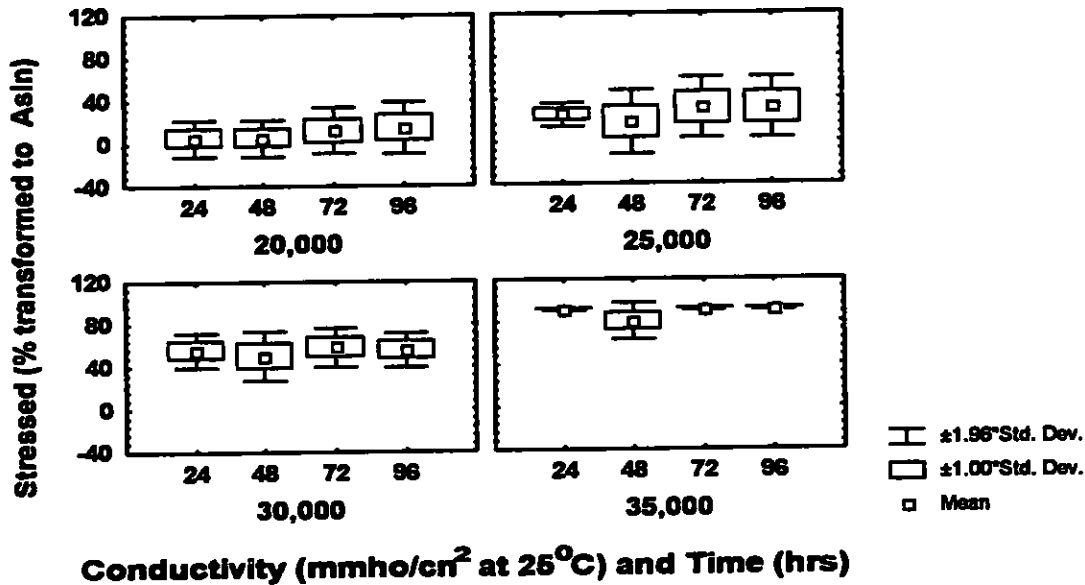


Figure 3.4.1: Percent stressed (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis lampra* after 24, 48, 72 and 96h exposure to different salinity's.

נמצא מתאם חיובי מובהק בין תגובת העקה של השחריר לבין רמת המליחות ( $p < 0.001$ ) (Spearman correlation) בכל אחד מזמני החשיפה (איור 3.4.2). באנליזה של covariance נמצא כי אין הבדל משמעותי בין השיפועים ( $F=1.75$ ,  $p=0.17$ ). המוליכות החשמלית הגורמת לתגובת עקה של 50% היא בין 27000 ל -  $29000 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ .

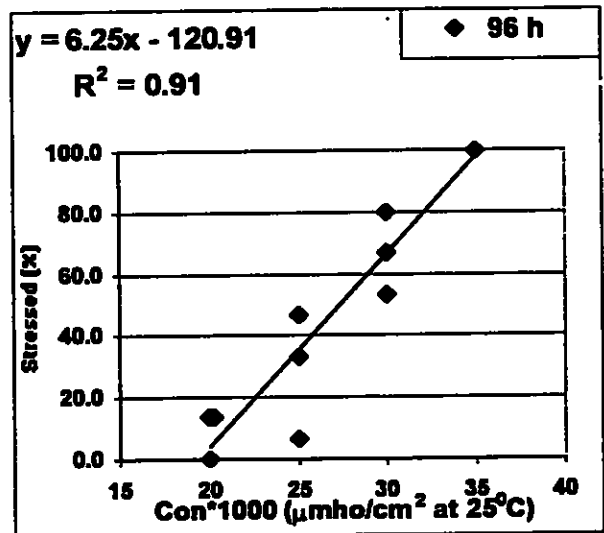
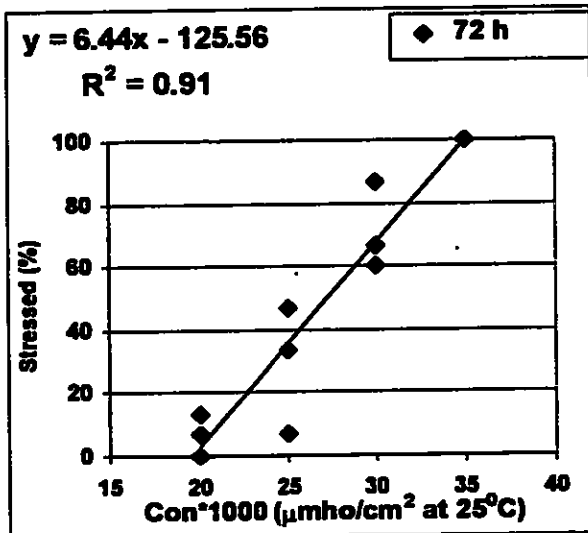
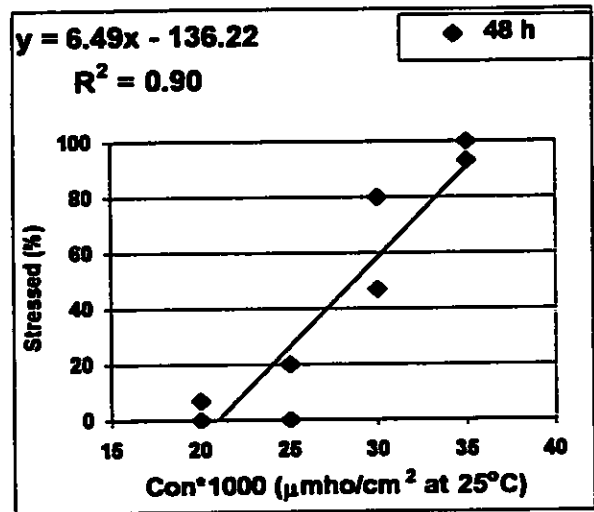
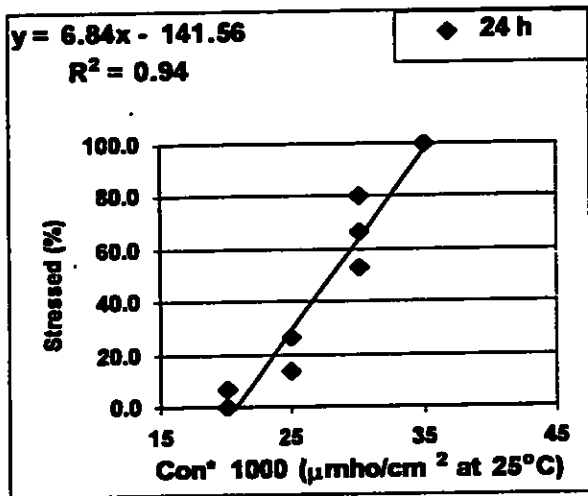


Figure 3.4.2: Relationship between percent stressed snails (*Melanopsis lampra*) and salinity. Coefficients of determination and equation of the regression are shown.



### 3.5 שימוש בשחריר הנחלים במבחני השיפה in situ לבחינת

#### איכות מים ושלמות ביולוגית

##### 3.5.1 חשיפה בנחל

חלוונות מאוכלוסיית נחל סעדיה (*Melanopsis lampra*), שהוחזקו בסלי רשת בנחל הירקון, באתרים הממוקמים במעלה כניסת הקולחים אל הנחל (פארק אל מיר ומעלה מפגש הנחלים ירקון קנה), הראו תגובת עקה בפחות מ 5% מהאוכלוסייה. אחוז הפרטים שהראו תגובת עקה באתרים אלו נמוך בסדר גודל מאחוז העקה שנצפתה באתרים הממוקמים במורד לכניסת הקולחים אל הנחל (איור 3.5.1, טבלה 3.5.1). באתרים מיתוג וסכר חקלאי, אתרי החשיפה הראשונים במורד לכניסת הקולחים אל הנחל, נצפו תגובות העקה הגבוהות ביותר (98% ו 94%, בהתאמה). בתחנות אלו נצפתה ירידה הדרגתית באחוזי העקה ועלייה בשונות התגובה (ערכי CV של 4% במיתוג, 11% בסכר חקלאי, 31% במורד הדרים, 33% ב 10 טחנות ו 42% ב 7 טחנות).

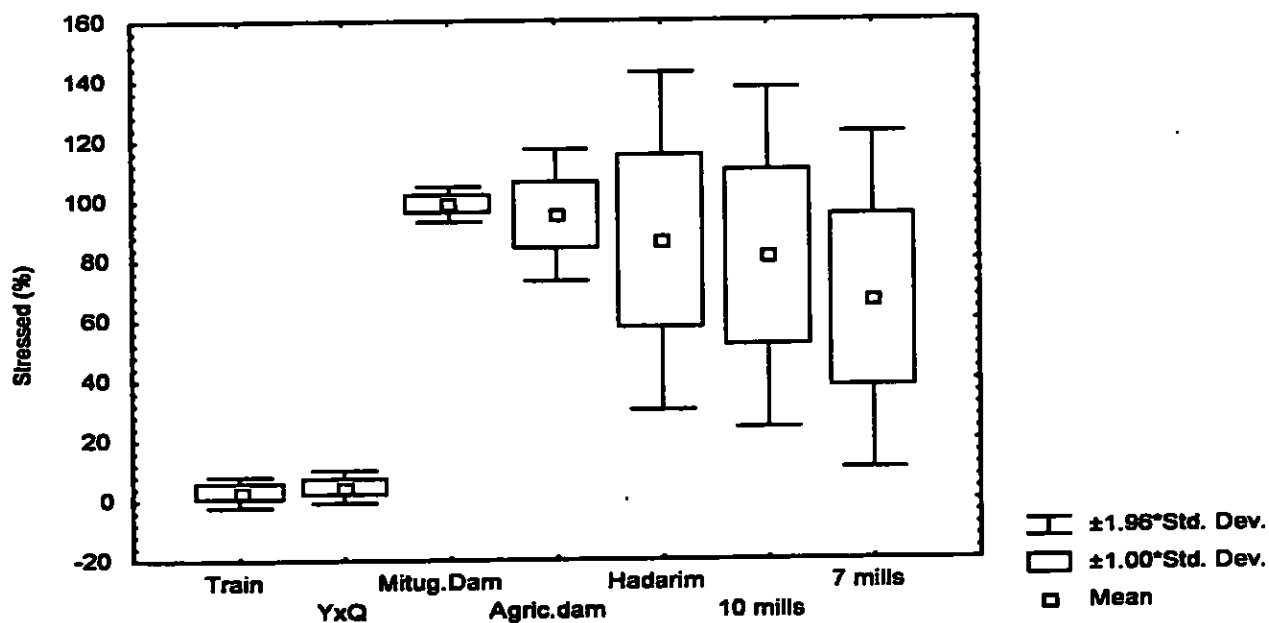


Figure 3.5.1: Percent stressed snails (*Melanopsis lampra*, mean  $\pm$  SD) after 96 h exposure in stream water of selected sites along Yarqon stream at different dates (08/00, 11/00, 03/01, 04/01, 07/01)

Table 3.5.1: p values for a posterior test (transformed to Asin) conducted on percent stressed *Melanopsis lampra* snails after 96h exposure in stream water of selected sites along Yargon stream. Significant values shown in gray

7 mills	10 mills	Hdarim-d	Agric.da	Mitug Dn	YxQ Dam-	E.M.	
0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.90		E.M
0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.90	YxQ Dam-
0.01	0.18	0.32	0.77		0.00	0.00	Mitug Dn
0.03	0.28	0.48		0.77	0.00	0.00	Agric.da
0.11	0.67		0.48	0.32	0.00	0.00	Hdarim-d
0.28		0.67	0.28	0.18	0.00	0.00	10 mills
	0.28	0.11	0.03	0.01	0.00	0.00	7 mills

### 3.5.2 בחינת הקשר בין איכות המים לבין תגובת העקה בשחרירים שנחשפו בנחל

#### הירקון

#### א. ריכוז החומר האורגני

נמצא מתאם חיובי מובהק בין תגובת העקה של שחריר הנחלים (*Melanopsis lampra*), שנחשפו בנחל הירקון לבין ריכוז החומר האורגני במים, במסגרת בדיקת קורלציה (correlation test) לאחר % המומר ל-Asin, במים (p < 0.001, איור 3.5.2). בריכוזי חומר אורגני של עד 10 מ"ג/ליטר נצפתה וריאביליות מקסימלית בתגובה 0 - 100% עקה. בריכוזי חומר אורגני של 10 מ"ג/ליטר ויותר נצפתה תגובת עקה של לפחות 75% מהפרטים באוכלוסיית המבחן.

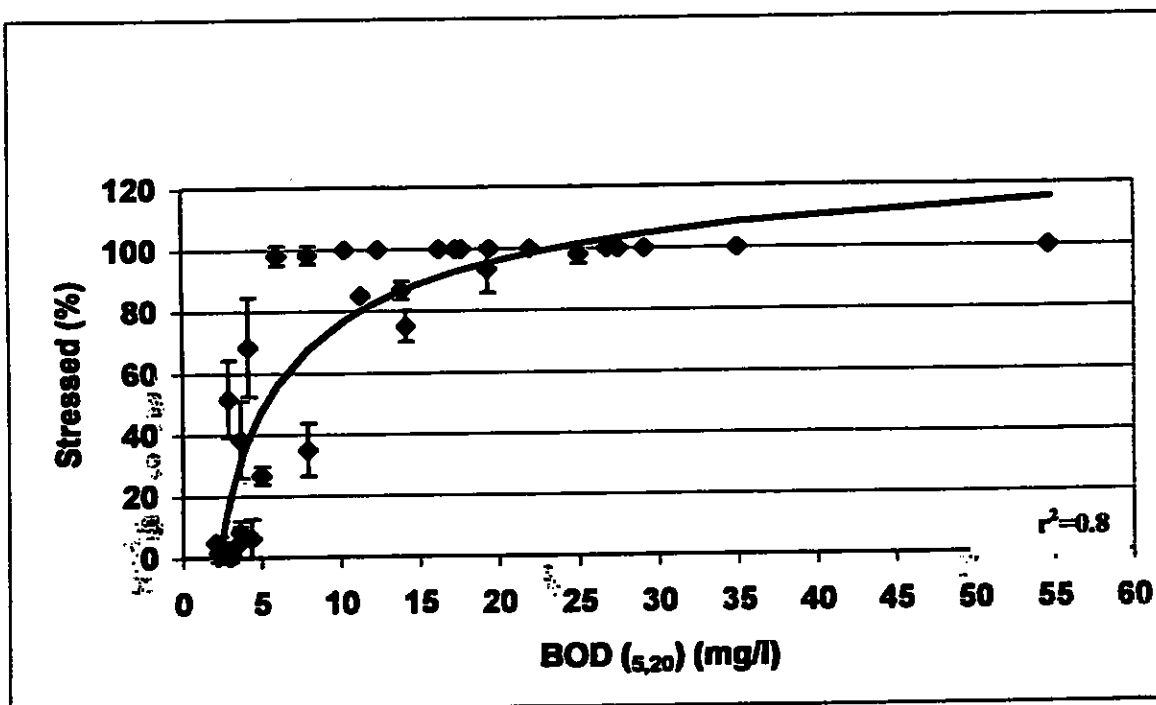


Figure 3.5.2: Relationship between percent stressed snails (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis lampra* after exposure of 96h in stream water of selected sites along the Yargon stream to biological oxygen demand (BOD).

ב. ריכוז האמוניה

נמצא מתאם חיובי מובהק בין תגובת עקה של שחריר הנחלים (*Melanopsis lampra*) לבין ריכוז האמוניה הכללית ( $p < 0.001$ , correlation test after % transformed to Asin, איור 3.5.3). בריכוזי אמוניה כללית הנמוכים מ 4 מ"ג/ליטר לא נצפתה תגובת עקה ביותר מ 20% מהפרטים באוכלוסיית המבחן. את תגובת העקה בריכוזים גבוהים מ 15 מ"ג/ליטר ניתן לחלק לשלושה אזורים: a - תגובת עקה ביותר מ 80% מהאוכלוסייה, בטווח זה נמצאים מרבית המקרים. b - תגובת עקה בין 60 - 80%, בטווח זה נמצאו 2 ערכים בלבד שנדגמו האחד בנובמבר 2000 באתר סכר חקלאי והשני ב אפריל 2001 באתר 7 טחנות. c - תגובת עקה נמוכה מ 60%, בטווח זה נמצאו שלושה ערכים, שנדגמו בנובמבר 2000 באתרים הדרים, 10 טחנות ו 7 טחנות.

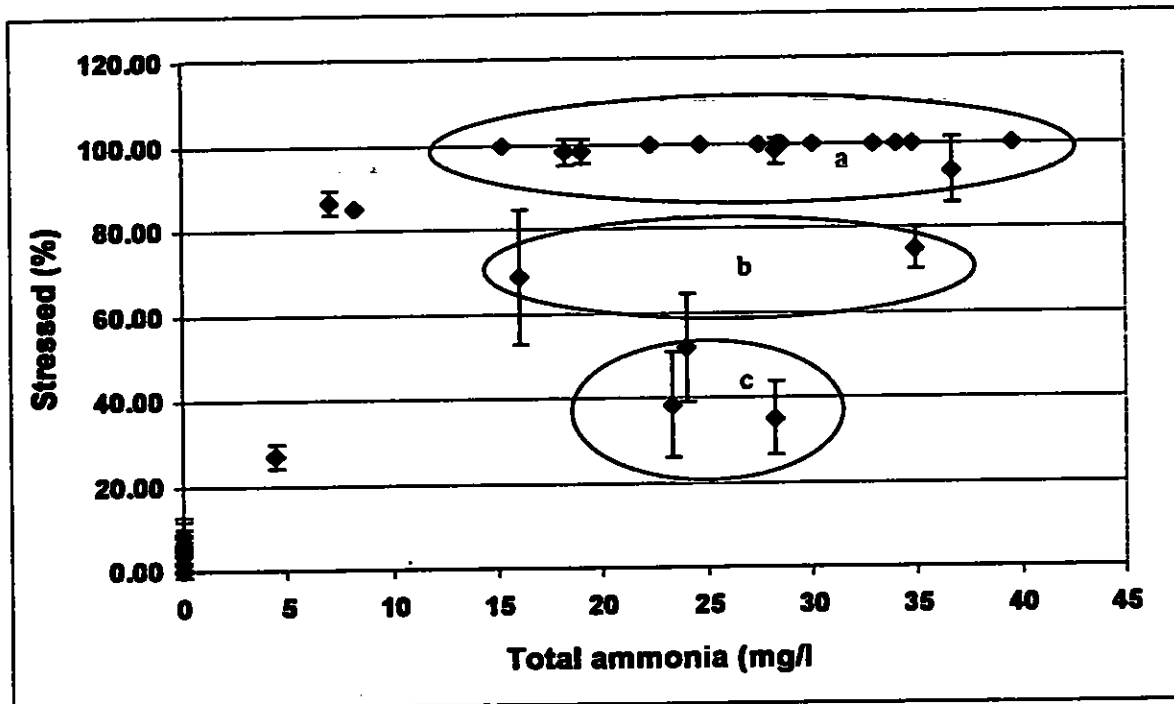


Figure 3.5.3: Relationship between percent stressed snails (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis lampra* after exposure of 96h in stream water of selected sites along the Yarqon stream to total ammonia (mg/l)

נמצא גם מתאם חיובי מובהק בין תגובת העקה של שחריר הנחלים (*Melanopsis lampra*) לבין ריכוז האמוניה הבלתי מיוננת ( $p < 0.001$ , correlation test after % transformed to Asin, איור 3.5.4). בריכוזי אמוניה בלתי מיוננת הנמוכים מ 0.02 מ"ג/ליטר נצפתה עקה הנמוכה מ 20%. בין הריכוזים 0.2 - 1 מ"ג/ליטר אמוניה לא מיוננת נצפו מגמות שונות: a - תגובה מתונה יחסית,

כאשר ערכי העקה נעים בין 20% ל- 80%, ו b - עקה של כ 100%. בערכים הגבוהים מ 1 מ"ג/ליטר אמוניה לא מיוננת נמצאה עקה של לפחות 70% ולרוב 100%.

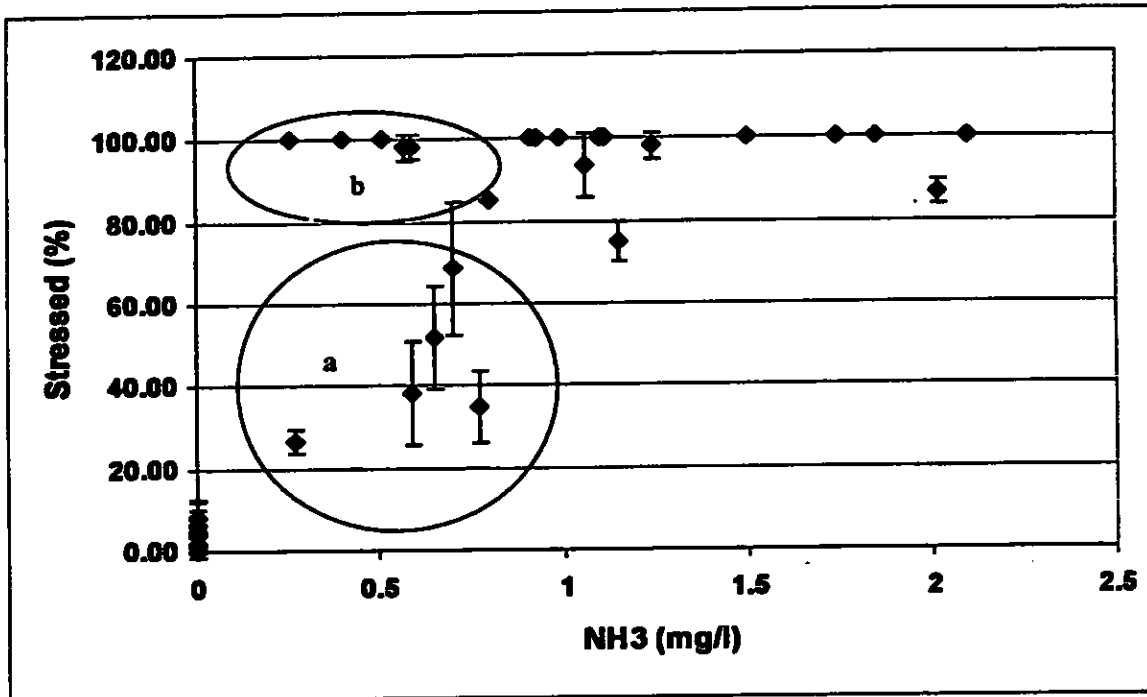


Figure 3.5.4: Relationship between percent stressed snails (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis lampra* after exposure of 96h in stream water of selected sites along the Yarqon stream to unionized ammonia

בחינת הקשר בין תגובה של שחריר הנחלים לבין שילוב מדדים של איכות מים

נמצאה מגמה משמעותית של עלייה בתגובת העקה עם העלייה בריכוז האמוניה הכללית וריכוז החומר האורגני במים (multiple regression analysis after % transformed to  $Asin$ ,  $p=0.03$ ), איור 3.5.5). בריכוזי אמוניה כללית של 15- 35 מ"ג/ליטר, וריכוזי חומר אורגני של עד 10 מ"ג/ליטר נמצאו תגובות עקה בין 35% ל 70%. באותם ריכוזי אמוניה, וריכוז חומר אורגני גבוה מ 10 מ"ג/ליטר נמצאה עקה של לפחות 75%. תופעה דומה נצפתה עבור ריכוז החומר האורגני. עד לריכוז חומר אורגני של 15 מ"ג/ליטר תגובת העקה נמוכה מ 90%, אלא אם ריכוז האמוניה עולה על 10 מ"ג/ליטר.

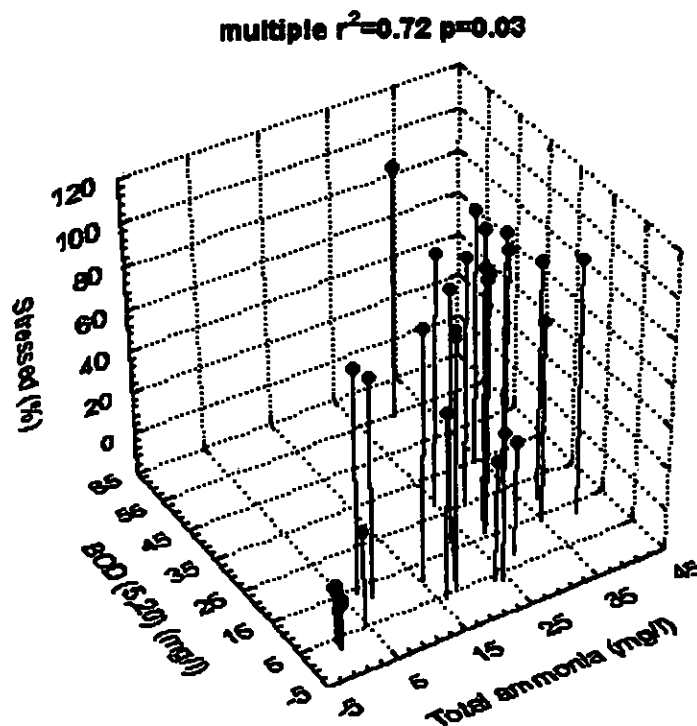


Figure 3.5.5: Relationship among the percent stressed snails (*Melanopsis lampra*) after exposure of 96h in stream water of selected sites along the Yarqon stream and the total ammonia and the organic meter concentration (BOD)

נמצא מתאם מובהק בין תגובת העקה של שחריר הנחלים (*Melanopsis lampra*) לבין ריכוז האמוניה הבלתי מיוננת וריכוז החומר האורגני (  $p < 0.001$  after multiple regression analysis transformed to Asin, איור 3.5.6). בריכוזי האמוניה נמוכים מ 1.2 מ"ג/ליטר וריכוז חומר אורגני נמוך מ 25 מ"ג/ליטר מושפעת תגובת העקה משילוב שני מדדי איכות מים אלו (a). בריכוזי חומר האורגני גבוהים מ 25 מ"ג/ליטר נצפתה עקה של לפחות 95%, גם בריכוזי אמוניה יחסית נמוכים (b). בריכוזי אמוניה גבוהים מ 1.2 מ"ג/ליטר נצפתה עקה של לפחות 85%, גם בריכוזי חומר אורגני נמוכים יחסית (c).

multiple  $r^2=0.59$   $p<0.001$

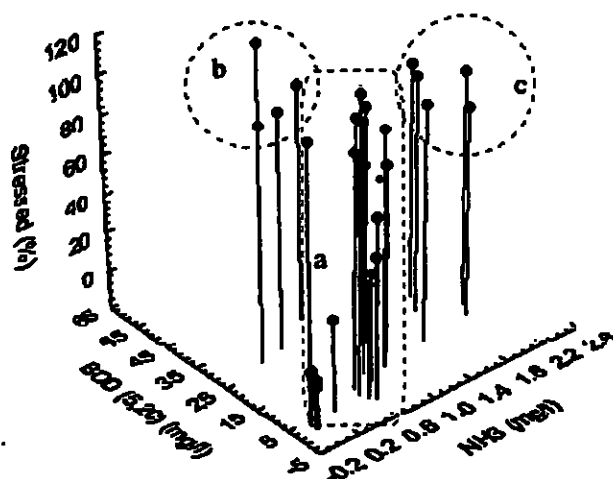


Figure 3.5.6: % stress of *Melanopsis lampra* exposed to 96h to selected sites along Yarqon stream vs. unionized ammonia and biological oxygen demand (BOD). Dotted circles illustrate different trends.

### 3.5.3 בחינת הקשר בין תגובת העקה של שחריר הנחלים לבין ציינים ביוטיים של

#### השלמות האקולוגית

נמצא מתאם שלילי מובהק בין תגובת העקה של שחריר הנחלים (*Melanopsis lampra*) לבין פרופורציית השפיריות באסופת חסרי החוליות (Spearman Rank Order Correlation,  $p<0.001$ ) (איור 3.5.7). באתרים בהם פרופורציית השפיריות נמוכה מ- 5% נצפתה שונות מקסימלית בתגובת העקה 0 – 100%. באתרים בהם פרופורציית השפיריות גבוהה מ- 5% נצפו אחוזי עקה נמוכים מ- 20% מהפרטים באוכלוסיית המבחן. ערך חריג נצפה ב אוגוסט 2000 באתר מיתוג. באתר זה היוו השפיריות 15% מכלל אסופת חסרי החוליות ונצפתה תגובת עקה של 100%.

נמצא מתאם חיובי מובהק (Spearman Rank Order Correlation,  $p<0.001$ ) בין תגובת העקה של שחריר הנחלים לבין פרופורציית הימשושים באסופה (איור 3.5.8). באתרים בהם מהווים הימשושים 80% מאסופת חסרי החוליות (a) נצפתה וריאביליות מקסימלית בתגובת העקה (100-0%). באתרים בהם מהווים הימשושים פחות מ- 80% מאסופת חסרי החוליות נצפו לרוב ערכי עקה נמוכים מ- 10%. שלוש נקודות חריגות בהן פרופורציית הימשושים נמוכה מ- 80% ואחוזי העקה גבוהים מ- 50% נצפו באתרים 7 טחנות ו 10 טחנות בנובמבר 2000 ו יולי 2001 (b).

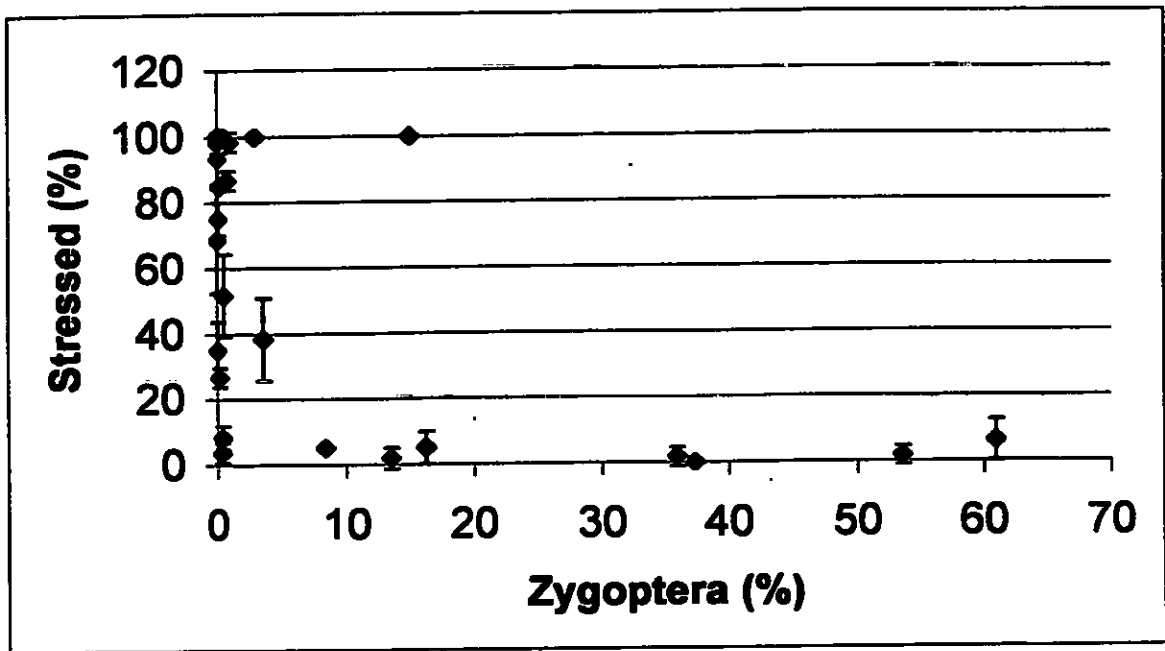


Figure 3.5.7: Relationship between percent stressed snails (*Melanopsis lampra*) and the proportion of damselfly in the macroinvertebrate assemblage. In-Situ snails exposure and macroinvertebrate collection were performed on the same dates (08/00, 11/00, 03/01, 04/01 and 07/01).

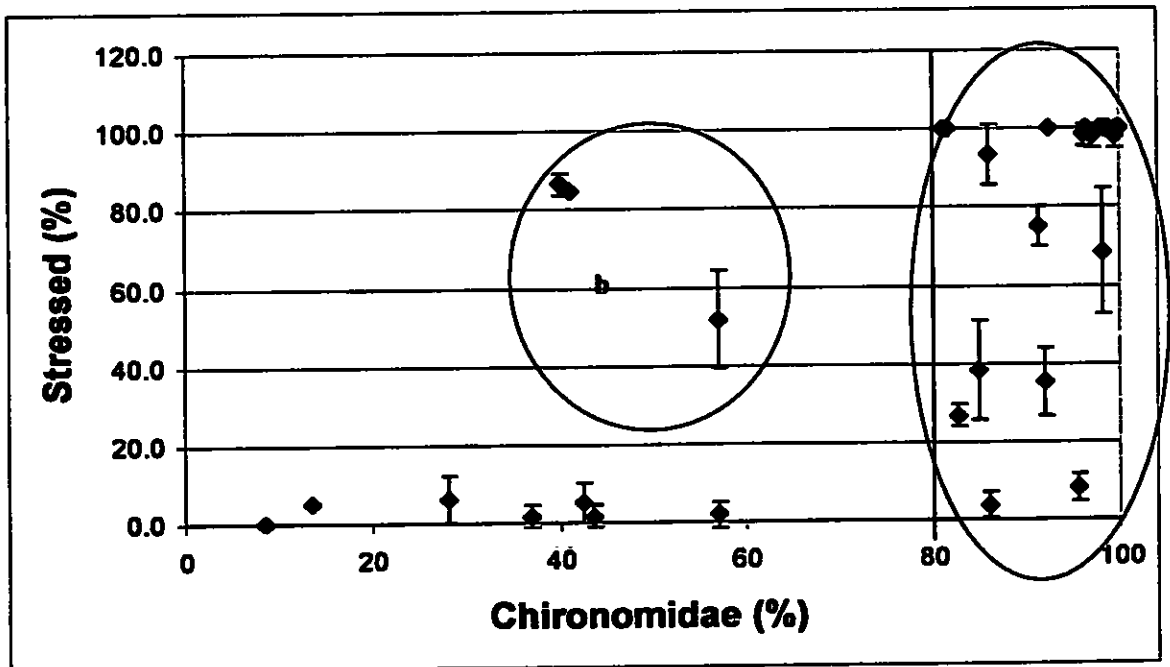


Figure 3.5.8: Relationship between percent stressed snails (*Melanopsis lampra*) and the proportion of midge larvae in the macroinvertebrate assemblage. In-Situ snails exposure and macroinvertebrate collection were performed on the same dates (08/00, 11/00, 03/01, 04/01 and 07/01).

נמצא מתאם שלילי מובהק (Spearman Rank Order Correlations,  $p < 0.001$ ) בין תגובת העקה של שחריר הנחלים (*Melanopsis lampra*) לבין ערך Signal - W (stream invertebrate grade number - average level - weighed, איור 3.5.9). ברוב תאריכי הדיגום נמצא כי בערכי Signal גבוהים מ-2.5, אחוזי העקה נמוכים מ-20%. ערכים חריגים (a) נצפו בשלושה אתרים: תגובת עקה הגבוהה מ-85% בערכי Signal הגבוהים מ-2.2 (אתרים 7 טחנות ו 10 טחנות במורד נחל הירקון בתאריכים מרץ ויולי 2001). ערך מתאם  $r^2 = 0.84$  (התקבל ללא הערכים החריגים).

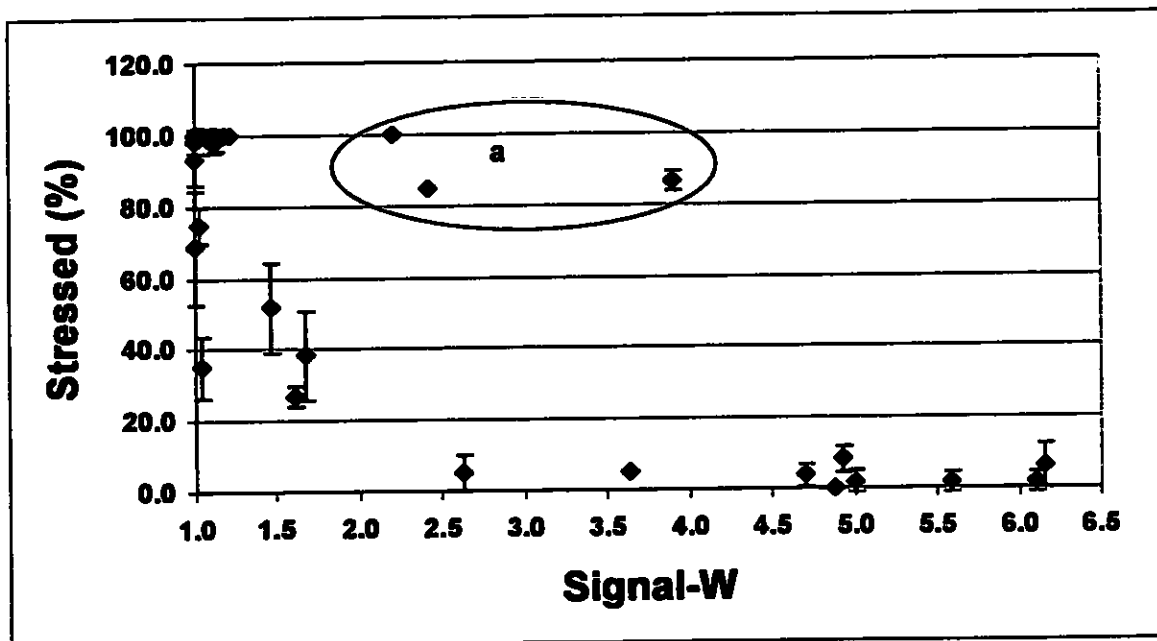


Figure 3.5.9: Relationship between percent stressed snails (*Melanopsis lampra*) and the Signal -W values of the macroinvertebrate assemblage. In-Situ snails exposure and macroinvertebrate collection were performed on the same dates (08/00, 11/00, 03/01, 04/01 and 07/01).



## 4. דיון ומסקנות

### 4.1 תפוצה ודינמיקה של אוכלוסיות שחריר הנחלים

#### 4.1.1 תפוצה

הסוג השחריר חי במגוון רחב של גופי מים הכוללים נחלים, מעיינות, אגמים, תעלות השקיה ומאגרים (Mouahid at al., 1996). באופן דומה, ניתן למצוא את מיני השחריר בארץ במגוון רחב של תנאים. מיני שחריר נמצאו בבתי גידול של מים עומדים (למשל עין אפק, בריכות מעין סביב נחל תנינים) ובמים זורמים (למשל עיינות צוקים, נחלים דן וחצבני). השחרירים מצויים בבתי גידול בעלי תשתיות אבניות (למשל עיינות צוקים, כנרת, עין סעדיה) ובבתי גידול עם תשתיות רכות (למשל כנרת, מעיינות הנובעים במורד נחל תנינים). גמישות אקולוגית מתגלית בנוכחותם בבתי גידול בעלי משרעת גבוהה בתנאים אביוטיים כטמפרטורה, מליחות ומפלס מים (למשל ליטורל הכנרת, מעיינות הנובעים במורד נחל תנינים).

לפחות בחלק מהמינים ידועות אוכלוסיות המתקיימות במגוון בתי גידול בעלי תנאים שונים. כך למשל, ניתן למצוא אוכלוסיות של שחריר מצולע *M. costata* בכנרת בחופים בעלי תשתית אבנית ותשתית רכה. אוכלוסיות שונות של השחריר החלק *M. buccinoidea* בטווח מליחות קיצוני כ- 0.2ppt בנחל דן ו 3.4ppt בעיינות צוקים. אוכלוסיות של *M. lampta* מאכלסות אזורי זרימה כנחל סעדיה ובריכות מים עומדים בעין אפק. באופן דומה, לא נמצא קשר בין תפוצתו של פנוטיפ מסוים של השחריר באזור היס התיכון לבין מדדים שונים של איכות המים (טמפרטורה, מליחות או הרכב יונים, Glaubrecht, 1993). המשותף לכל בתי הגידול בהם נמצאו אוכלוסיות שחריר הוא איכות מים גבוהה יחסית. (Paget, 1976 ו Bandel and Salameh, 1981, מצוטטים ב Glaubrecht, 1993).

יש לציין כי קיימים בארץ בתי גידול בעלי איכות מים טובה, בתחום אזור התפוצה של השחריר, אך השחריר נעדר מהם. כך למשל במעלה נחל הירקון, במהלך עבודה זו (1999-2001), לא נמצאו פרטים חיים של שחריר. אולם, קונכיות ריקות נמצאו בקטע הנחל במעלה לכניסת הקולחים. אלו מעידות כי אוכלוסיות שחריר התקיימו בנחל הירקון בעבר. גזית (מידע בע"פ) ו Mienis (1977) מדווחים על אוכלוסיות שחריר במעלה הירקון בשנים שקדמו למחקר הנוכחי. יתכן כי העדרו של השחריר רומזת על ירידה באיכות מים מאז התצפיות הנ"ל. ביסויים מבוקרים נמצא כי לאחר חשיפה של 96 שעות למי הירקון באתרים הנחשבים לנקיים לא הופיעה תגובת עקה משמעותית (יותר מ 90% מהפרטים נותרו פעילים, איור 3.1.5). הסבר אפשרי לממצאים הנ"ל הוא:

1. אוכלוסיית השחריר במעלה נחל הירקון נחשפה לאירוע קצר טווח של זיהום, שבעקבותיו נכחדה האוכלוסייה בנחל.
  2. קיימים במים מזהמים בריכוזים נמוכים, שמקורם למשל בגידולים חקלאיים בקרבת הנחל, שגרמו לתגובת עקה תת-ליטלית. יתכן כי חשיפה לעקה תת-ליטלית לאורך זמן גרמה להכחדתה של אוכלוסיית השחריר מהירקון.
  3. יתכן כי אירועי התייבשות במעלה הנחל גרמו לפגיעה באוכלוסיית השחריר.
- יש לציין כי באגם המים המלאכותי שבפארק גני יהושוע מתקיימת אוכלוסייה של שחרירים. אולם, מקורם של מים אלו הוא בהזרמות מהכנרת, לכן אין קיום השחרירים באגם זה מרמז

בהכרח על אפשרות של קיום שחרירים בירקון. כמו כן, אוכלוסייה שנמצאת באגם פארק הירקון נחשבת כמין שהוא בין כילאיים (hybrid) של השחריר החלק והמצולע, בעוד שאוכלוסיית הירקון המקורית נחשבת מין שונה (עדיין לא מוגדרת סופית - ה. מיניס, מידע בע"פ).

דוגמה אחרת לנחל נקי בו לא מתקיימת אוכלוסייה של שחרירים הוא מעלה נחל תנינים, סמוך למושב אביאל. תנאי בית הגידול ואופיו של קטע נחל זה דומים לנחל תות, התומך באוכלוסיית שחרירים, למעט עיבוד קרקעות חקלאיות שקיים במעלה נחל תנינים. יתכן כי לחומרי הדשן או הריסוס השפעה על אוכלוסיות השחרירים. ראוי לציין כי בקטע אביאל קיימת חברה משגשגת של חסרי חוליות אחרים (28 מינים של חסרי חוליות בין אפריל ליוני 2000, הרשקוביץ ירון, מידע בעל פה). בנוסף, לא מצאתי עדות בנחל (קונכיות) לקיום שחרירים בנחל זה בעבר.

הסבר אפשרי להעדרו של השחריר מקטע אביאל הוא ההתייבשות העונתית המאפיינת את מעלה נחל תנינים. התייבשות זו אינה מאפשרת התאוששות או אכלוס מחדש בתקופה בה מקיים הנחל מים. הסתייגות מהאמור לעיל היא קיום של אוכלוסיית דגי לבנון הידועים ברגישותם לאיכויות מים נמוכות ולהתייבשות ובכל זאת מתקיימים בקטע נחל זה (אלרון, 2000). קשה להניח שקיום מקווי מים שרידיים בהם מתקיים הלבנון אינם מתאימים לקיום של שחריר הנחלים. יתכן כי ההבדל בכושר התנועה בין הדגים לחלזונות משפיע בהקשר זה.

#### 4.2.2: דינמיקה של אוכלוסיות השחריר

##### נחל תנינים

אוכלוסיית השחריר בנחל תנינים (*Melanopsis sp.*) נכחה בבית הגידול כל השנה. באוכלוסייה זו קיימת דינמיקה במבנה התפלגות הגדלים, שניתן לחלקה לשתי תקופות: האביב והסתיו.

בעונה שבין סוף החורף לתחילת הקיץ מבנה האוכלוסייה אינו מתפלג נורמלי ונוטה לעבר הגילאים הצעירים. האורך הממוצע של הקונכיה בתקופה זו יציב יחסית וככל הנראה משקף את סוף עונת הגיוס. בחודש יולי מופיעים מספר שינויים במבנה האוכלוסייה: אורך הקונכיה הממוצע גדל בצורה משמעותית, פרופורציית הגיל הצעיר ביותר (5-6 מ"מ) יורד (מ 6% ביוני לכ 19% ביולי) וגודל הפרטים באוכלוסייה מתפלג נורמלית. שינויים אלו במבנה אוכלוסייה יכולים לנבוע מתמותה סלקטיבית בקבוצת הגיל הצעירה. אך, במקרה זה יש לצפות לירידה משמעותית במספר הפרטים. מאחר וצפיפות האוכלוסייה לא משתנה באופן משמעותי, ניתן לשער כי עיקר השינויים במבנה התפלגות הגדלים נובעים מגידול מהיר של הפרטים הצעירים.

התפלגות נורמלית של הגדלים באוכלוסייה נשמר במהלך חודשי החורף עד לדצמבר. אולם, מתחילים להיראות שינויים הקשורים בירידה של ממוצע גודל הפרטים באוכלוסייה. מכיוון שצפיפות השחרירים בעונה זו נשמרת יחסית קבועה, יתכן כי עיקר השינויים במבנה האוכלוסייה בחודשי החורף נובעים מתמותה סלקטיבית של בוגרים ולא מגיוס מסיבי של פרטים צעירים. בין החודשים נובמבר לינואר צפיפות קבוצת הגודל הגדולות מ 16 מ"מ נמצאות במגמת ירידה. בעקבות השינויים בחודשי החורף חוזר מבנה האוכלוסייה לדגם התפלגות שונה מהנורמלי ומוטה לעבר הגילאים הצעירים. דומיננטיות הפרטים הצעירים בולטת בחודשי האביב, כאשר קבוצת הגודל הצעירה ביותר מהווה 15% ויותר מאוכלוסיית השחרירים. מאחר ובחודשים אפריל ומאי מכפילה האוכלוסייה את צפיפותה יש לשער כי חודשים אלו משקפים עונת הגיוס של צעירים.

בהנחה שדינמיקת השינויים בגודל הפרטים באוכלוסייה כפי שמתואר, ניתן לשער כי שיא גיוס הצעירים בשנת 2000 התרחש לפני אפריל, ואילו בשנת 2001 שיא הגיוס התרחש בין אפריל למאי. הנתונים שבידי מצביעים על כך שבסוף עונת הגיוס של שנת 2000 צפיפות הפרטים נמוכה מזו שנצפתה בשיא הגיוס שנה מאוחר יותר וגודל הפרטים גדול מאלו של שנת 2001. שינויים אלו ניתן להסביר בתמותת צעירים לאחר שיא הגיוס. על מנת לבסס השערה זו יש לבצע דיגומים במהלך עונות נוספות.

עדות תומכת למחזור החיים המוצע להלן ניתן למצוא במחקר שנערך באוכלוסיית שחריר הנחלים (*Melanopsis nodosa*) מהשאט-אל ערב בעירק (Al-Dabbagh and Daoud, 1985). בעבודה זו נמצא שצפיפות הפרטים הייתה הגבוהה ביותר במהלך מאי - יוני לאחר גיוס ותמותה התרחשה בשני אירועים. תמותת צעירים לאחר גיוס, כנראה כתוצאה מעמידות נמוכה בפני עקות סביבתיות ותמותת בוגרים במהלך חודשי החורף, בתקופת הרבייה. Hughes and Roberts (1981) הראו כי חלזונות צעירים סובלים מקצב תמותה גבוה. קצב התמותה יורד עם העלייה בגיל מאחר והם מסתגלים והופכים עמידים יותר לעקות סביבתיות. Calow (1973) מדווח על תמותת חלזונות בוגרים במהלך עונת הרבייה וטוען כי הרבייה פועלת כזרז, מאחר והבוגרים נתונים למאמצים רבים, שבאים לידי ביטוי בירידה בעמידות של הבוגרים לעקות סביבתיות.

#### נחל סעדיה

אוכלוסיית נחל סעדיה (*Melanopsis lampra*) נכחה בנחל כל חודשי השנה. דינמיקת מבנה האוכלוסייה שונה מזו שנצפתה בנחל תנינים. ברוב חודשי השנה נשמר בנחל סעדיה דגם התפלגות גדלים נורמלי.

אוכלוסייה מתפתחת ובריאה מתאפיינת בדומיננטיות מספרית של הפרטים הצעירים, ולעומת זאת באוכלוסייה יציבה או מזדקנת הפרטים הצעירים אינם מהווים מרכיב משמעותי של האוכלוסייה (Krebs, 2001). התפלגות הגדלים הנורמלית והעדר דומיננטיות של פרטים צעירים באוכלוסיית נחל סעדיה יכול לכן לרמוז על בעייתיות בדינמיקת האוכלוסייה בתקופת המחקר. מאחר ופרטים מקבוצות הגיל הצעירות נצפו במרבית חודשי השנה יתכן כי תהליכי רבייה וגיוס מתרחשים באוכלוסיית נחל סעדיה ברוב חודשי השנה.

הסבר אפשרי להפרעות בנחל סעדיה הוא עבודות שהתבצעו על סלילת כביש הקריות בחיפה. במהלך עונת הדיגום החלו חפירות באתר הנביעה של נחל סעדיה. החפירות גרמו להרחפה של קרקע, שבאה לידי ביטוי בעכירות מים גבוהה. יתכן כי הגברת העכירות והסדימנטציה פגעו במקורות מזון של השחרירים (אצות בנטיות).

למרות קיומם של מחקרים רבים העוסקים בביולוגיה ובאנטומיה של שחריר הנחלים מצאתי בספרות רק עבודה אחת הדנה ברבייה (Mouahid et al., 1996). מחקר זה מדווח על קיום 2 אסטרטגיות רבייה בסוג. האחת - הטלה עונתית של מסות ביצים המוצמדות לתחתית אבנים וכיסויין בדטריטוס וחלקיקי סדימנט (נמצאו בתנאי שבי בלבד). השניה - הטלת ביצים לבנות בודדות על תשתית רכה (נמצא בטבע) במהלך כל השנה. באם מחזורי החיים שתוארו להלן נכונים, אזי מתאימה הרבייה באוכלוסיית נחל תנינים לאסטרטגיה הראשונה (עונת רבייה מוגבלת), ואוכלוסיית נחל סעדיה מתרבה בדומה לאסטרטגיה השניה (רבייה מתמשכת).

מאחר ובנחל סעדיה ותנינים אוכלוסיות השחרירים שייכות למינים שונים, יתכן כי המינים השונים מייצגים אסטרטגיית רבייה שונה, מותאמת לתנאים בבית הגידול. בתנאי בית גידול בעלי שונות רבה, קיימת עונה אחת בה תנאי בית הגידול מועדפים לפעילות רבייה בעוד שבתנאי בית גידול יציבים יותר תתרחש רבייה במרבית חודשי השנה. נחל סעדיה מתאפיין ביציבות רבה של התנאים האביוטיים (טבלה 2.1.2). בעוד שבנביעה בנחל תנינים נמצאה משרעת הטמפרטורה השנתית גבוהה מ  $4^{\circ}\text{C}$  במהלך כל חודשי השנה, לא חל בנחל סעדיה שינוי העולה על  $1^{\circ}\text{C}$ . גם במוליכות החשמלית נצפתה אותה מגמה, הפרש של  $1000\mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^{\circ}\text{C}$  בין העונות השונות בנחל תנינים לעומת הפרש מקסימלי של כ  $100\mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^{\circ}\text{C}$  בלבד בנחל סעדיה.

על מנת לאושש השערה זו יש לעקוב אחר הטלות השחרירים הן בנחל סעדיה והן בנחל תנינים לאורך מספר עונות רצופות. בתצפיות על אוכלוסיות שחרירים מנחל סעדיה ונחל תנינים, שהוחזקו במעבדה לא הצלחתי לאתר באופן חד משמעי הטלות בשני המינים. נושא זה ראוי להיבדק באופן יסודי יותר.

הסבר אפשרי אחר לשוני בין טבלאות החיים של אוכלוסיית נחל סעדיה ותנינים הוא תלות של אורך הקונכייה/הגיל הפרטים בצפיפות האוכלוסייה. "density dependent" (Krebs, 2001) הוא מודל המתקיים כאשר קצב הילודה וקצב התמותה משתנים עם שינויים בצפיפות האוכלוסייה. באוכלוסיות השחרירים מנחל סעדיה ומנחל תנינים נמצא מתאם הפוך משמעותי בין צפיפות הפרטים לאורך הממוצע של הקונכייה (איור 4.1.1 ו 4.1.2). תימוכין להשערה זו ניתן למצוא ב Tanaka et al (1999) המתארים מתאם הפוך בין צפיפות אוכלוסיות לבין קצב הגדילה בחלזונות מים מתוקים (*Pomacea canaliculata*). בצפיפויות הגבוהות האורך הממוצע של הקונכייה קטן יותר.

באוכלוסיית נחל תנינים נמצא כי בצפיפויות הגבוהות מ – 3 פרטים ל 100 סמ"ר, האורך הממוצע של הקונכייה הולך ופוחת עם הגידול בצפיפות. אם אכן קיימת תלות בין צפיפות הפרטים לאורך הממוצע של האוכלוסייה, הממצא הנייל תומך באפשרות של אפקט תלוי צפיפות על גודל הפרטים כתוצאה למשל מתחרות על מקורות מזון.

באוכלוסיית נחל סעדיה, בה התפלגות הגדלים נורמלית במרבית חודשי השנה, נמצא כי בערכים נמוכים מ – 4 פרטים ל 100 סמ"ר האורך הממוצע של הקונכייה גדל. יתכן כי הקטנת הצפיפות גרמה להפחתת התחרות ולשיפור קצב גידול של הפרטים באוכלוסייה.

◆ Density (#/100 cm<sup>2</sup>)      ◆ Shell length (mm)

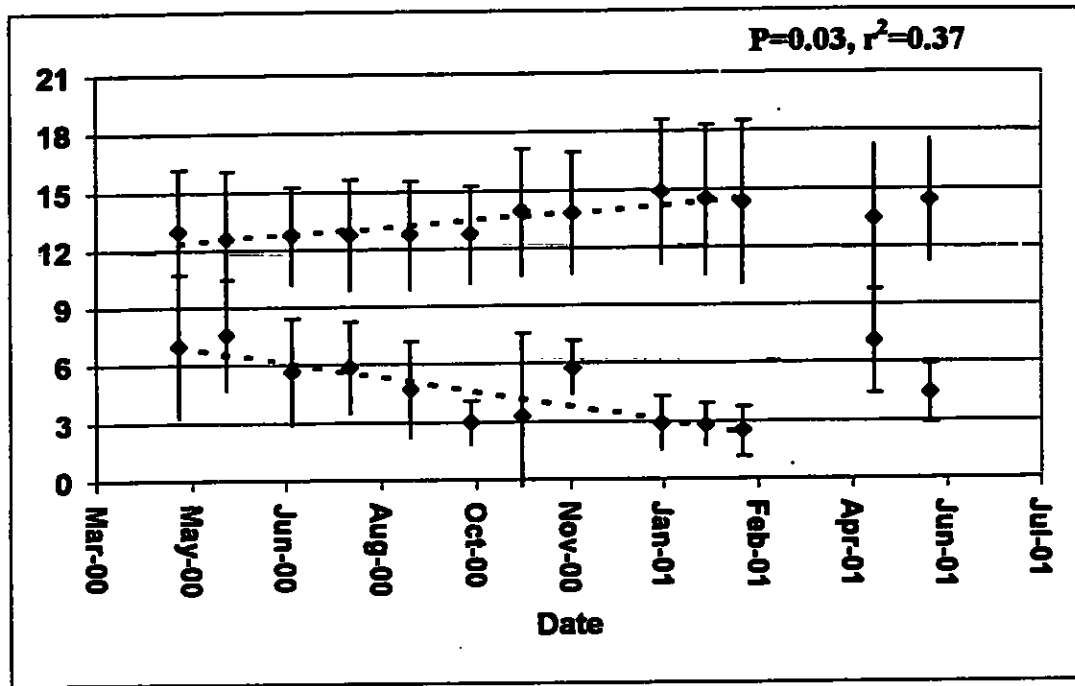


Figure 4.1.1: Shell length and density (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis lampra* sampled monthly in Seadia stream. p value and coefficient of determination for the correlation are shown.

◆ Density (#/100 cm<sup>2</sup>)      ◆ Shell length (mm)

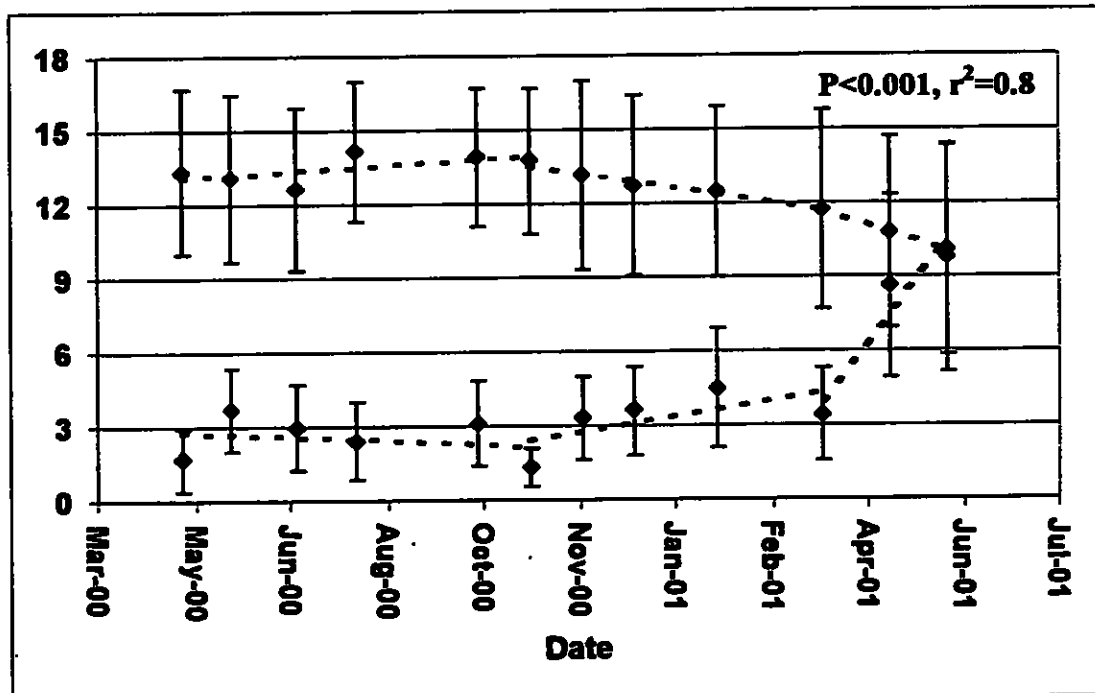


Figure 4.1.2: Shell length and density (mean  $\pm$  SD) of *Melanopsis* sp. sampled monthly in Tanninim stream. p value and coefficient of determination for the correlation are shown.

מעניין לציין כי באוכלוסיות שני הנחלים, סעדיה ותנינים, התגובה לשינוי בגודל הפרטים נצפתה באותה תקופה (סתיו) ובצפיפות דומה (3 - 4 פרטים ל 100 סמ"ר). במקרה של נחל סעדיה הצפיפות של הפרטים בקיץ גבוהה יחסית והחל מהסתיו פוחתת. במקרה של נחל תנינים המצב הפוך, הצפיפות בקיץ נמוכה יחסית ומתחילה לעלות בסתיו. הסבר לתופעה זו אינו ידוע עדיין. ראוי לזכור שמדובר במינים שונים. בתנינים הרבייה כאמור עונתית ותחילת השינוי בגודל הפרטים (ירידה) ועלייה בצפיפותם ניתנת להסבר בתמותה סלקטיבית של בוגרים בתחילת החורף והתחלת תהליך גיוס צעירים באביב ותחילת הקיץ. בנחל סעדיה לעומת זאת, אין עדות לרבייה או תמותה עונתית ולכן הסבר כנייל אינו תקף.

## 4.2 רעילות נחושת לחילזון שחריר הנחלים

בפרק זה נבדקה התאמן של מערכות סטטית דינמית (renewal) לבחינת רעילות נחושת לחילזון שחריר הנחלים. על מנת לשפר את התאמתה של מערכת סטטית (4.2.1), נערכו ניסויים הבוחנים את השפעת תהליך האקלוס על רגישות השחרירים לנחושת (4.2.2). כמו כן נערכו ניסויים הבוחנים את הדינמיקה של הנחושת במערכת מבחן סטטית והשפעת מרכיבי הניסוי (אוויר ומליחות) על ריכוזי הנחושת (4.2.3). על סמך תוצאותיהם של ניסויים אלו הוחלט על מודיפיקציה של מערכת המבחן למערכת דינמית, ורעילות הנחושת לאוכלוסיות המינים השונים של שחריר הנחלים נבחנה במערכת זו (4.2.4).

### 4.2.1 : בחינת מערכת הניסוי

השימוש בגפרת הנחושת כרעל בוחן לביצוע מבחני רעילות סטטיים בחילזון שחריר הנחלים הוא בעייתי. מודל הרעל הבוחן הוא מודל גרפי המיועד לבחינת בריאות האוכלוסייה הנבחנת לאורך זמן. במודל מוצבים ערכי הרגישות ( $96h-EC_{50}$ ) כנגד ציר של זמן. הימצאותם של ערכים אלו בין גבולות מחושבים, קבועים מראש, מעיד כי האוכלוסייה הנבחנת בריאה. חריגת ערכי הרגישות מעל לגבול העליון יכולה לרמוז על בעייתיות בתנאי המבחן ואילו חריגה של ערכי הרגישות מתחת לגבול התחתון, מעידה, בדרך כלל, על רגישות גבוהה מהרגיל של האוכלוסייה הנבחנת באותו מועד (EPA, 1990). אחת הבעיות הקיימות ביישום השיטה על אוכלוסיות השחרירים שנבחנו לנחושת היא קביעת הגבולות. הגבולות מחושבים כמרחב של 2 סטיות תקן מהממוצע, כאשר את הממוצע מחשבים מתוך קבוצת הערכים בה מסתמנת התייצבות של הממוצע המצטבר. באוכלוסיית נחל סעדיה נדרשו 19 ערכי רגישות (מבחיני רגישות שבוצעו ממרץ 2000 ועד דצמבר) כדי להגיע למגמה של התייצבות בממוצע המצטבר. ביישום המודל על כלל ערכי הרגישות לנחושת של אוכלוסיית נחל סעדיה קיים מועד אחד בלבד (6/05/01), החורג מהגבולות הנייל, ועל פי העיקרון הנייל אין להתייחס לתוצאות הניסויים שנערכו באוכלוסייה זו. באוכלוסיית נחל תנינים לא הופיעה מגמה של התייצבות בממוצע רגישות השחרירים לנחושת, לכל אורך תקופת הניסוי (בוצעו 20 ניסויים בתאריכים שונים). לכן, לא ניתן ליישם את מודל הרעל הבוחן במודל הסטטי על אוכלוסייה זו (יתכן כי מספר גדול יותר של ניסויים היה מאפשר התייצבות בערכי הרגישות לנחושת באוכלוסיית נחל תנינים).

מטרה נוספת של מודל הרעל הבוחן היא השוואה בין תוצאות מבחני רעילות שנערכו במועדים שונים או במעבדות שונות (EPA, 1990). לכן, רצוי כי ערכי השונות ברגישות אורגניזם לרעל מסוים תהיה נמוכה. ה - EPA (1990) ממליץ כי ערכי ה - CV לא יעלו על 30%. במבחני הרעילות הסטטיים, שנערכו על אוכלוסיית השחרירים מנחל סעדיה ונחל תנינים נמצא כי ערכי ה - CV גבוהים מ 30% (37% ו 39%, בהתאמה).

בספרות מדווח על קשר בין הרגישות לנחושת לבין גודל או גיל האורגניזמים. Garnacho et al (2000) מדווחים כי סרטנים צעירים רגישים יותר לנחושת מסרטנים בוגרים. כמו כן מדווח כי סרטנים צעירים קולטים כמות רבה יותר של מתכות (ברזל וניקל) מסרטנים בוגרים (Paez-Osuna and Ruiz-Fernandez, 1995). למרות שבמחקר הנוכחי נמצא קשר מובהק במבחנים הסטטיים

בין אורך הקונכייה הממוצע של השחרירים לבין רגישותם לנחשת (ערכי  $96h-EC_{50}$ , איורים 3.2.3 ו 3.2.4), יתכן כי תלות זו מקרית. בניסוי מבוקר שערכתי לבדיקת קשר אפשרי בין גודל הפרטים לרגישותם, לא נמצא הבדל ברגישות שחרירים בגדלים שונים, הן עבור אוכלוסיית נחל סעדיה והן עבור אוכלוסיית נחל תניניים (טבלה 3.2.3).

קיימת האפשרות כי השונות הגבוהה ברגישות אוכלוסיית השחרירים מנחל סעדיה ונחל תניניים לנחשת נובעת מהשפעות עונתיות. בשתי האוכלוסיות הנ"ל נמצאה מגמה מובהקת של ירידה ברגישות לנחשת במהלך האביב והקיץ, ומגמה מובהקת של עלייה ברגישות במהלך הסתיו והחורף. דגם רגישות דומה לנחשת נמצא למשל בסרטנים (Gamacho et al., 2000). חיזוק נוסף להשערה זו נמצא בתוצאות ניסוי אחר בו ממוצע ערכי הרגישות של השחרירים לנחשת במבחן ביולוגי שבוצע במי המקור בינואר 2001 נמצאו גבוהים פי 2 מערכי הרגישות של מבחן זה שבוצע בחדש אפריל (איורים 3.2.5 ו 3.2.6). אחת האפשרויות היא כי אוכלוסיות השחריר שנאספו והובאו למעבדה היו במצב פיזיולוגי שונה בכל איסוף, כתוצאה משינויים עונתיים. לכאורה, ניתן היה להניח כי האוכלוסיות מנחל תניניים ומנחל סעדיה נחשפות לתנאים סביבתיים דומים (טמפרטורה, מפלס מים, מליחות וכדומה), אולם הנחה זו אינה בהכרח נכונה. אוכלוסיית נחל תניניים נחשפת לשינויים עונתיים בטמפרטורת המים ובמוליכות חשמלית גבוהים יחסית לאלו של אוכלוסיית נחל סעדיה. האוכלוסייה של נחל תניניים מראה דינמיקה עונתית בהרכב הגדלים ובעלת עונת רבייה. התנאים בנחל סעדיה הם יציבים לאורך השנה ולא קיימת מגמה עונתית בהרכב הגדלים באוכלוסייה. לעומת זאת, בשתי אוכלוסיות השחרירים, שנאספו מהטבע והוחזקו במיכלי גידול במעבדה ניתן היה להצביע על דינמיקה עונתית של הרגישות לנחשת. אפשר כי בעת שאוכלוסיית נחל סעדיה הוחזקה במעבדה היא נחשפה לשינויים עונתיים שלא היו מנת חלקה בעת ששהתה בבית הגידול הטבעי. לעומתה, אוכלוסיית נחל תניניים הייתה חשופה לשינויים העונתיים גם בבית הגידול הטבעי וגם במעבדה, ולכן עוצמת השינויים הפיסיולוגיים ורגישות הפרטים לנחשת באוכלוסייה זו הייתה משמעותית יותר. הטיעון הנ"ל יכול להסביר מדוע אוכלוסיית נחל סעדיה הגיע להתייבבות ממוצע ערכי הרגישות ואילו אוכלוסיית נחל תניניים לא הגיעה להתייבבות דומה.

מתוך האמור לעיל ניתן להסיק,

1. ניתן להשתמש בנחשת כרעל בוחן באוכלוסיית נחל סעדיה, עם ההסייגות הנובעת כתוצאה מקיום שונות גבוהה בערכי הרגישות (ערכי  $CV > 30\%$ ). לא ניתן ליישם את המודל על אוכלוסיית השחרירים מנחל תניניים, יתכן בשל כמות נתונים בלתי מספיקה.
2. יתכן כי שינויים עונתיים גורמים לשינויים פיזיולוגיים באוכלוסיות השחריר. במידה וכך הוא המצב, אזי לא ניתן לבצע את מודל הרעל הבוחן באוכלוסיות השחריר.

על פי התגובה הנ"ל לנחשת, ניתן להסיק כי שחריר הנחלים אינו מתאים לשמש כביואינדיקטור אידיאלי במבחנים במודל סטטי.



### 4.2.2 השפעת תהליך האקלום על רגישות השחריר לנחושת

ממצאי העבודה הנוכחית מצביעים שלא ניתן להשתמש במי ברז כתחליף למי המקור במבחן ביולוגי, אלא אם נעשית התאמה של המליחות לזו של מי המקור. על פי הממצאים של מחקר זה שחריר הנחלים עמיד לטווח רחב מאוד של מליחויות ( 100-20,000  $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ , תוצאות 3.4). יתכן כי בכל זאת קיימות תגובות עקה תת-ליטליות לשינויי מליחות, שלא הורגשו במבחן בו נקודת האבחון היא סגירת מכסה הקונכייה (אופרקולום). חיזוק להנחה זו ניתן לקבל בעובדה שבתוספת גורם עקה כדוגמת נחושת, מתקבלת תגובת עקה גבוהה יותר לאחר חשיפה לשינויי מליחות (הורדה למליחות מי ברז), יחסית לתגובת העקה המתקבלת בחשיפה לאותם ריכוזי נחושת ללא שינויי מליחות. קיימות עדויות לתגובות עקה תת-ליטליות ישירות בחלזונות שנחשפו לשינויי מליחות. לדוגמה, שינויים פיזיולוגיים כעלייה בקצב צריכת חמצן או שינויים ברמת פעילות (Cheung, 1997; Cheung and Lam, 1995; Raut and Misra, 1993; Forbes, 1991). לכאורה, קיימת אפשרות נוספת לרגישות הגבוהה של שחרירים לנחושת במי ברז בהשוואה למי המקור והיא קיום גורמי הפרעה נוספים מעבר לשינויי במליחות. ניתן לדחות הסבר זה משום שרגישות שחרירים שנחשפו לנחושת במי ברז שמוליכותם השוותה לזו של מי המקור הייתה דומה לזו של שחרירים שנבחנו במי המקור (איורים 3.2.5 ו 3.2.6). תוצאות אלו יכולות להצביע על כך ששינויי מליחות מגבירים את תגובת העקה של השחריר לנחושת.

בעקבות תוצאות אלו הוחלט על השינויים הבאים במודל מבחן הרעילות הסטטי:

1. שמירת האוכלוסיות הנבחנות בחדר בו תנאי טמפרטורה והפוטופריודה קבועים.
2. החזקת האוכלוסייה לתקופה קצרה משבועיים עד לעריכת המבחנים.
3. שמירת האוכלוסיות במי המקור עד לביצוע ניסויי הרעילות.
4. ביצוע מבחני הרעילות במי ברז במוליכות חשמלית מותאמת לזו של מי המקור.

### 4.2.3 בחינת הגורמים הכימיים המשפיעים על זינמיקת הנחושת במבחן סטטי

ממצאי המחקר מצביעים על בעייתיות של עריכת מבחני רעילות סטטיים לנחושת במי ברז מאוררים (על ידי אבן אורור). הוספת מלחים שהוכחה כרצויה (4.2.2) גורמת להעלמות מוגברת של הנחושת בתמיסה. יתכן שהדמיון ברגישות השחריר לנחושת במי ברז בתוספת מלחים לזו של מי המקור כרוכה בקשירה דומה של הנחושת בשני המדיומים.

בתמיסות מימיות קיים יון הנחושת בשני מצבי חימצון:  $\text{Cu}^{1+}$  ו  $\text{Cu}^{2+}$ , ברוב מערכות המים הטבעיות היון הדומיננטי הוא  $\text{Cu}^{2+}$ , במצב חמצון זה יוצרת הנחושת קומפלקסים יציבים עם ליגנדים אנאורגניים ( $\text{OH}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  ו  $\text{SO}_4^{2-}$ ) ועם ליגנדים אורגניים (למשל חומצות אמיניות, Mdsuda and Boyd, 1993).

דעיכת נחושת בתמיסות יכולה להיגרם כתוצאה ממספר תהליכים: א. ספיחה של נחושת לדפנות הכלי. ב. היוצרות קומפלקסים עם חומרים אורגניים ואנאורגניים בתמיסה. ג. ביאוקומולציה - קליטה על ידי האורגניזמים (Hall et al., 1997). מאחר והניסויים הנייל נערכו ללא חשיפת אורגניזמים לתמיסות המבחן, כל דעיכה בריכוז הנחושת מקורה בספיחה לכלי או יצירת

קומפלקסים. Hall et al. (1997) מדווחים על העלמות 20 עד 35% מריכוז הנחושת בתמיסות מבחן סטטיות, עיקר הדעיכה של ריכוז הנחושת מתרחשת במהלך 48 השעות הראשונות. לטענתם, יכולתה של הנחושת לייצר קומפלקסים גדלה עם העלייה בריכוז הנחושת ועם הזמן. הקומפלקס העיקרי שנוצר בתמיסות אלו הוא  $\text{CuCO}_3$  (Stumm and Morgan, 1970).

בעבודה זו נמצא כי בהוספת מלח ים לתמיסות הנחושת, קצב הדעיכה של ריכוז הנחושת עלה. יתכן כי הוספת מלח ים משמעותה הוספת ליגנדים (דוגמת קרבונט), שנקשרו אל הנחושת ולכן סייעו בהרחקת הנחושת המסיסה מהמערכת.

אוורור תמיסות הנחושת גורם גם הוא ליורזו דעיכת הנחושת. יתכן כי השפעת תהליך האוורור היא מכנית, כלומר ערבול התמיסה. אפשרות אחרת היא השפעה עקיפה. Lytle et al. (1998) טוענים כי אוורור תמיסות גורם להעלאת pH כתוצאה מנידוף של  $\text{CO}_2$ . העלייה ב pH גורמת לצמצום הפרקצייה המסיסה של הנחושת. יתכן כי תהליך זה השפיע על דעיכת הנחושת מאחר ובתמיסות שאווררו קצב הדעיכה היה רב יותר ומשך הדעיכה ארוך יותר, אם כי יש צורך במחקר נוסף לכימות התהליך.

בעדר אבן אוורור הצלחתי לשחזר את מירב הנחושת בניסוי על ידי החמצה (איור 3.2.10). ממצא זה תואם את הדיווח של Mdsuda and Boyd (1993) הטוענים כי ניתן להעלות את מסיסות הנחושת בהורדת pH התמיסה. יש להניח כי אבן האוורור עצמה משפיעה על דעיכת הנחושת, כנראה על ידי ספיחה של נחושת לשטח הפנים של האבן הגירית.

לאור הדינמיקה הנ"ל בריכוז הנחושת, לא רצוי להשתמש במודל מבחן סטטי לבחינת ביולוגית של רגישות אורגניזמים לרעילות נחושת.

בעקבות תוצאות אלו הוחלט על השינויים הבאים במודל מבחן הרעילות הסטטי:

1. אוורור תמיסות המבחן ללא אבני אוורור.
2. החלפת המבחן הסטטי במבחן דינמי על ידי חידוש תמיסות אחת ל 24 שעות (renewal test).

#### 4.2.4 מבחני רעילות דינמי (Renewal)

מבחן רעילות דינמי הוכיח כי קיים הבדל ברגישות אוכלוסיות שונות של שחריר הנחלים לנחושת (רגישות בסדר פוחת: אוכלוסיית נחל סעדיה - *M. lampra* - אוכלוסיית הכנרת - *M. costata* < אוכלוסיית נחל תנינים - *Melanopsis* sp. < ואוכלוסיית עיינות צוקים - *M. buccinoidea*). קיימת האפשרות כי השונות ברגישות לנחושת מקורה בעמידות שונה של מינים שונים. כך למשל, נמצאה שונות באותם המינים גם לאמוניה.

אפשרות נוספת להבדל ברגישות לנחושת בין אוכלוסיות היא השפעת איכות המים על זמינות הנחושת המסיסה ( $\text{Cu}^{+2}$ ), שהיא הפרקצייה הרעילה (Engrl and Foeler, 1979). כך למשל, ניתן להסביר את הרגישות הנמוכה ביותר לנחושת של אוכלוסיית עיינות צוקים המצויה בסביבה

המלוחה ביותר בהורדת ריכוז הנחושת במים על ידי מלחים. טיעון זה מתחזק במתאם המובהק בין המליחות לרגישות אוכלוסיות השחריר לנחושת (איור 3.2.12). לבחון השערה זו ניתן על ידי בחינת הרגישות לנחושת של אוכלוסיות אותו המין המתקיימות בבתי גידול במליחויות שונות (למשל, *M. buccinoidea* אוכלוסיית עיינות צוקים ואוכלוסיית נחל דן). קיימות בספרות מספר עדויות לירידה ברעילות של מתכות עם העלייה במליחות. Pjettegaa (1994) למשל, מדווח על ירידה בקליטה של קדמיום בחלזון הימי *Littorina* עם העלייה במליחות. Bryant et al. (1984, 1985) מדווחים על ירידה ברעילות של ניקל, אבץ וכרומיום עם העלייה במליחות לסרטן *Corophium*.

מיני שחריר הנחלים נמצאו רגישים לנחושת יחסית לחלזונות מים אחרים (ממוצע ערכי  $96h-EC_{50}$  0.15 מ"ג/ליטר ו 0.42 מ"ג/ליטר, טבלה 4.2.1). למרבית חסרי החוליות, ובכללן גם השחריר מדווחים ערכי רגישות אקוטיים נמוכים מ 1 מ"ג/ליטר (טבלה 4.2.1). לערכים אלו ישנה משמעות כאשר פועלים לשיקום מערכת הנחל. באופן אידיאלי רצוי לשקם נחל על ידי הזרמת מים שפירים, מאחר ומים אלו נחשבים כבעלי האיכות הטובה ביותר. כאשר מדובר במים שפירים טבעיים אין בעיה של תכולת נחושת. מאידך, עלולה להתעורר בעיה כאשר יוזרמו מי ברוז שטופלו בנחושת. בנחושת נעשה שימוש כאמצעי לטיפול במפגעי צנרת (הלפרין, 1997) לאספקת מים לשימוש ביתי. התקן המותר לריכוז הנחושת במי שתייה הוא 1.4 מ"ג/ליטר. ריכוז זה גבוה מהריכוז האפקטיבי לחסרי חוליות (כולל השחריר). מקרה זה הוא דוגמא חשובה לזהירות בקביעת תקנים להגנה על מאכלסי מים על פי קריטריונים של רגישות האדם. המשרד לאיכות הסביבה (2000) פעל לקביעת סטנדרטים לאיכות הקולחים המיועדים בהזרמה לנחלים, בהם נקבע כי ריכוז הנחושת לא יעלה על ערך של 0.1 מ"ג/ליטר, הנמוך בסדר גודל מזה המותר במי שתייה. ריכוז זה גבוה מערך הרעילות האקוטי של יותר מ 50% ממיני חסרי החוליות הגדולים המוצגים בטבלה 4.2.1.

באופן אידיאלי יש לקבוע את הקריטריונים לאיכות המים בנחלים בהתבסס על הרגישות האקוטית והכרונית של האורגניזמים המאכלסים את הנחל. על פי ערכי הרגישות האקוטיים ניתן לחשב את קריטריון הריכוז המקסימלי (Criterion Maximum Concentration) – ריכוז המזהם המותר בחשיפה אקוטית של עד שעה אחת. בהתבסס על ערכי הרגישות הכרוניים נהוג לקבוע את קריטריון הריכוז הכרוני (Criterion Continuous Concentration) – ריכוז המזהם המותר בנחל גם בחשיפה כרונית (עד 4 ימים) ואינו גורם לאפקטים בלתי רצויים באורגניזמים. רגישות האורגניזמים לנחושת מושפעת מאיכות המים (אלקליניות, pH ומליחות למשל) קביעת הקריטריונים צריכה לכן להתבסס על נתונים של רגישות מספר מינים למזהם באיכויות מים שונות. בדרך זו ניתן לקבוע את מידת ההשפעה של איכות המים על רעילות המזהם. מאחר ובשחריר בוצעו ניסויי הרעילות לנחושת בתנאים קבועים, לא ניתן לחשב את ערכים הני"ל (Stephan et al., 1985). על פי ניסיון ממחקרים רבים מומלץ כי בהעדר הנתונים הני"ל יקבעו הריכוז האקוטי והכרוני של הנחושת בנחל בהתבסס על קשיות המים בהתאם למשוואות הבאות (EPA, 1996):

$$CCC = e^{0.8545(\ln \text{hardness}) - 1.702}$$

$$CMC = e^{0.9422(\ln \text{hardness}) - 1.7}$$

ניסוי רעילות הנחושת לשחרירים בוצעו במי ברז בתוספת מלח ים (להעלאת המוליכות החשמלית של מדיום המבחן לזה של מי הנחל) ולא במי הנחל. אולם, קשיות של מי הניסוי הייתה דומה לזו של מי הנחל. על פי בדיקות בנחל סעדיה נמצא שקשיות מי ברז בתוספת מלחים דומה לזו של הקשיות במי נחל סעדיה (470, מחושב על פי Stephan et al., 1985, ו 405 מ"ג/ליטר  $\text{CaCO}_3$ , בהתאמה). לכן חושבו הקריטריונים לריכוזים אקוטיים וכרוניים בהתאם לקשיות מדיום הניסויים (כינרת: 395 מ"ג/ליטר, עיינות צוקים: 865 מ"ג/ליטר ותנינים: 685 מ"ג/ליטר, טבלה 4.2.2).

Table 4.2.1: Acute toxicity values to copper (96h-EC<sub>50</sub>, mg/l) for different freshwater invertebrates (Initials: S – static, FT – flow thought, R – renewal, CS – copper sulfate, CC – copper chloride, CO – copper oxide)

	species	Method	Chemical	LC50/EC50	Reference
Worm	<i>Lumbriculus variegatus</i>	S	C S	0.15	Bailey and Liu 1980
Tubificid	<i>Limnodrius hoffmeisteri</i>	S	C S	0.102	Wurtz and Bridges 1961
	<i>Nais</i> sp.	S		0.09	Rehwoldt et al. 1973
Snail	<i>Campelema decisum</i>	FT	CS	1.7	Arthur and Leonard 1970
	<i>Amnicola</i> sp.	S		0.9	Rehwoldt et al. 1973
	<i>Goniobasis iivescens</i>	S	CS	0.59	Pausion et al 1983
	<i>Goniobasis iivescens</i>	S	CS	0.39	Pausion et al 1983
	<i>Gyraulus circumstriatus</i>	S	CS	0.11	Wurtz and Bridges 1961
	<i>Viviparus bengalensis</i>	R	CS	0.088	Gupta et al 1981
	<i>Viviparus bengalensis</i>	S	CS	0.14	Seth et al 1990
	<i>Limnaea luteola</i>	S	CS	0.172	Mathur et al 1981
	<i>Physa hetrostropa</i>	S	CS	0.069	Wurtz and Bridges 1961
	<i>Physa integra</i>	FT	CS	0.039	Arthur and Leonard 1970
	<i>Melanopsis lampra</i>	R	CS	0.075	Present study
	<i>Melanopsis buccinoidea</i>	R	CS	0.28	Present study
	<i>Melanopsis costata</i>	R	CS	0.08	Present study
	<i>Melanopsis</i> sp.	R	CS	0.15	Present study
Clam	<i>Corbicula fluminea</i>	S	CS	0.04	Rodgers et al 1980
	<i>Corbicula fluminea</i>	FT	CS	0.49	Rodgers et al 1980
Cladoceran	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	S		0.018	Mount and Norberg 1984
	<i>Daphnia magna</i>	S	CC	0.012	Anderson 1948 reviewed in EPA 1985 (b)
	<i>Daphnia magna</i>	S	CC	0.0098	Biesinger and Christensen 1972
	<i>Daphnia magna</i>	S	CS	0.01	Cairns et al 1978 reviewed in EPA

					1985 (b)
	<i>Daphnia magna</i>	S		0.032	Borgmann and Ralph 1983
	<i>Daphnia magna</i>	S	CO	0.026	Lewis 1983
	<i>Daphnia magna</i>	S	CS	0.0085	Dave 1984
	<i>Daphnia magna</i>	S		0.054	Mount and Norberg 1984
	<i>Daphnia pulex</i>	S		0.01	Cairns et al 1978 reviewed in EPA 1985 (b)
	<i>Daphnia pulex</i>	S		0.053	Mount and Norberg 1984
Amphipod	<i>Gammarus pulex</i>	R	CC	0.041	Stephenson 1983
	<i>Gammarus pulex</i>	R	CC	0.18	Stephenson 1983
	<i>Gammarus sp.</i>	S		0.91	Rehwoldt et al. 1973
Stonefly	<i>Acroneuria lycorias</i>	S	CS	8.3	Warnick and Bell 1969
Midge	<i>Chironomus sp.</i>	S	CS	0.03	Rehwoldt et al. 1973
Hydra	<i>hydra vulgaris</i>	S	CS	0.026	Pollino and Holdway 1999
	<i>hydra viridissima</i>	S	CS	0.085	Pollino and Holdway 1999

Table 4.2.2: Criterion Continuous Concentration and Criterion Maximum Concentration ( $\mu\text{g/l}$ ) calculated according to the hardness of the toxicity test water.

Site	CCC ( $\mu\text{g/l}$ )	CMC ( $\mu\text{g/l}$ )
Seadia stream	35	60
Tanninim stream	48	84
Enot zuqim	59	105
Kinneret	30	50

### 4.3 רעילות אמוניה לחילזון שחריר הנחלים

בתהליך התמוססות האמוניה במים נוצר שווי משקל כימי בו נוצרת אמוניה בלתי במיונת ( $\text{NH}_3$ ), אמוניה מיונת ( $\text{NH}_4^+$ ) ויונים של ההידרוקסיד ( $\text{OH}^-$ ). שיווי משקל זה מושפע ביותר על ידי pH ופחות על ידי טמפרטורה (Emerson et al., 1975). רעילות האמוניה לאורגניזמים אקוטיים היא בעיקרה תוצאה של חשיפה לפרקצייה הלא מיונת (Emerson et al. 1975; Gersich and Hopkins, 1986; Arthur et al. 1987; EPA, 1998). נחשבת כבעלת רעילות נמוכה באופן משמעותי, למרות שריכוזה בתמיסה יכול להיות גדול בסדר גודל אחד או שניים מהפרקצייה הבלתי מיונת (American Fisheries Society, 1979). שונות גבוהה יחסית בערכי הרגישות לאמוניה צפויים כאשר מתייחסים לאמוניה הכללית (מיונת ובלתי מיונת). בריכוז נתון של אמוניה כללית, ריכוז האמוניה הבלתי מיונת יכול להיות שונה בהתאם ל pH והטמפרטורה של המדיום. אכן במחקר זה נמצא ב 2 מתוך 4 אוכלוסיות ערכי שונות (CV) גבוהים יותר ברגישות לאמוניה כללית יחסית לאמוניה הבלתי מיונת (41.9% לעומת 33.5% ו 33.6% לעומת 13.1%, באוכלוסיית סעדיה ועיינות צוקים, בהתאמה). בשתי האוכלוסיות האחרות השונות הייתה דומה.

קיימת שונות ברגישות אוכלוסיות שונות (מינים שונים) של שחריר הנחלים לאמוניה בלתי מיונת. מבין 4 אוכלוסיות שנבדקו אוכלוסיית נחל סעדיה היא רגישה ביותר לאמוניה (ערכי  $96\text{h-EC}_{50}$  הנמוכים ביותר, ממוצע 0.67 מ"ג/ליטר), אוכלוסיות כנרת ונחל תנינים עמידות יחסית, כ - פי 2 ואוכלוסיית עיינות צוקים העמידה ביותר (כ- פי 5 מאוכלוסיית נחל סעדיה). השוני ברגישות האוכלוסיות לאמוניה יכול לשקף עמידות שונה של מינים שונים. עמידות שונה של אוכלוסיות אלה קיימת גם לגבי נחשוש. אולם, בעוד שאוכלוסיית נחל תנינים עמידה מאוכלוסיית הכנרת לנחשוש, נראה כי שתיהן בעלות רגישות דומה לאמוניה. כלומר, יתכן כי העמידות של מיני השחריר לנחשוש ואמוניה מקורן במנגנונים שונים. קיימת אפשרות של קשר הפוך בין מליחות לבין הרגישות לנחשוש ואמוניה ואמנם נמצא מתאם מובהק בין רגישות למליחות עבור שני המזהמים הנ"ל. בעוד שבמקרה הראשון ניתנת התופעה להסבר על ידי אינטראקציה כימית, שמורידה את זמינות הנחשוש המסיסה ככל שהמליחות עולה, הרי שבמקרה של אמוניה יתכן וקיים קשר פיזיולוגי. Bedford (1971a, 1971b) מדווח כי השחריר *M. trifasciata* הנחשף למדיום במליחות גבוהה נוטה לאגור תרכובות חנקניות מסיסות וחומצות אמיניות שונות בתאים. לפיכך יתכן והעמידות הגבוהה לאמוניה במליחות גבוהות (כדוגמת אוכלוסיית השחריר מעיינות צוקים) קשורה ביכולת הפיזיולוגית הנ"ל. היבט זה דורש המשך מחקר לביחור מנגנון העמידות לאמוניה במיני השחריר.

כאמור (ראה סעיף 4.2.4) על מנת להגן על חברות אקולוגיות במערכות מים נהוג בעולם לקבוע את ריכוזם של מזהמים שונים המותרים בהזרמה לנחלים. שני ערכים חשובים להגנה על החי בנחל הם ה- CCC (Criterion Continuous Concentration, קריטריון ריכוז כרוני) וקריטריון נוסף הוא CMC (Criterion Maximum Concentration, קריטריון הריכוז המקסימלי, Stephan et al., 1985). קריטריון הריכוז המקסימלי הוא ריכוז מירבי של המזהם, שיש לאפשר בנחל לפרק זמן שלא עולה על זמן החשיפה בניסוי האקוטי, עליו מתבסס חישוב ה CMC (בדרך כלל פחות מ 48 עד 96

שעות). כטווח ביטחון, מומלץ כי ריכוז המזהם נחל לא יעלה על ערך ה CMC לפרק זמן העולה על שעה אחת. בארץ לא נערכו מבחני רעילות לאמוניה על חסרי חוליות שונים ולא נקבעו סטנדרטים לאיכות המים בנחלים. מאחר ומיני השחריר רגישים לאמוניה יחסית יותר ממיני חסרי חוליות אחרים (ממוצע ערכי הרגישות האקוטיים לאמוניה בלתי מיוננת של מיני השחריר 1.8 לעומת 2.3 מ"ג/ליטר בחסרי החוליות המפורטים בטבלה 4.3.1) ניתן לעשות שימוש בערכים האקוטיים של 4 האוכלוסיות שנבדקו לחישוב ה - CMC. על פי רגישות אוכלוסיות השחריר ערך ה CMC הוא 0.38 מ"ג/ליטר אמוניה כללית ו 0.32 מ"ג/ליטר אמוניה כללית - חנקן. ערך קריטריון הריכוז הכרוני לא ניתן לחישוב באופן ישיר מאחר ובעבודה זו לא בוצעו מבחני רעילות כרוניים לשחרירים. עם זאת, קיימת האפשרות של חישוב הערך בדרך עקיפה. ה EPA (1999) מסביר כי ניתן לחפש בספרות ערכי Acute-Chronic Ratios (ACR), המבטאים את היחס בין רגישות אקוטית לכרונית של אורגניזמים שונים. נתונים של מין קרוב סיסטמטית בעל רגישות אקוטית דומה מאפשרים שימוש ביחס הידוע לחישוב רגישותו הכרונית של האורגניזם הנדון. שיטה זו חדשה יחסית ומרבית ערכי ה ACR ידועים לגבי דגים. לא נמצאו נתוני ACR מתאימים מתוך הידוע על חלזונות מים מתוקים.

בפעילותו לקביעת סטנדרטים לאיכות קולחים המותרים בהזרמה לנחלים, פרסם המשרד לאיכות הסביבה טיוטה (בשנת 2000), בה נקבע כי ריכוז האמוניה הכללית לא יעלה על 2.5 מ"ג/ליטר. משמעותו של ריכוז זה ב pH ממוצע של נחל הירקון (pH=7.9), ובטמפרטורה של 25°C הוא 0.1 מ"ג/ליטר אמוניה בלתי מיוננת. לכאורה, נראה שאין בעיה משום שערך זה נמוך מערכי הרגישות האקוטיים של מרבית מיני חסרי החוליות של מים מתוקים (טבלה 4.3.1). אולם, ערך זה גבוה בסדר גודל מהריכוז המומלץ בחשיפה אקוטית (CMC). בנוסף, לא ברור באשר להשלכות הכרוניות של ריכוזי האמוניה האמורים. מידע באשר להשפעות כרוניות של אמוניה לחסרי חוליות חסר. בידיעה שריכוזים כרוניים (CCC) שונים המותרים הם נמוכים מערכי ה - CMC, ברור כי ריכוז האמוניה המומלץ על ידי המשרד לאיכות הסביבה לנחלים עדיין גבוה מהנדרש.

מספר חוקרים טוענים כי כללית דגים רגישים יותר לאמוניה מחסרי חוליות (Monda, 1995; Arthur et al., 1987). אלתון (2000) מדווח כי רגישותו של הדג לבנון הירקון (*Acanthobrama telavivensis*) לאמוניה בלתי מיוננת היא 1.78 מ"ג/ליטר. בנוסף מוסיף אלתון (2000) כי הלבנון רגיש יותר לאמוניה מאשר מיני דגים אחרים המאכלסים את נחל הירקון (גמבוזיה - *Gambusia affinis*, קרפיון מצוי - *Cyprinus carpio*, מיני שפמנון - *Clarias gariepinus* ומיני אמנון - *Tilapia zillii*). שלוש מתוך ארבע אוכלוסיות שחריר הנחלים נמצאו רגישים יותר לאמוניה הבלתי מיוננת מאשר דג הלבנון. קיימת האפשרות כי מבין הדגים נימצא לבנון הירקון בראש הסקלה ברגישותו לאמוניה יחסית לדגים אחרים, בעוד שהשחריר נימצא במרכז הסקלה של חסרי החוליות. מתוך רשימה של 48 ערכי רגישות אקוטיים לאמוניה במיני חסרי חוליות גדולים ודגים, 10 המינים העמידים ביותר לאמוניה הם חסרי חוליות (39-98 מ"ג/ליטר אמוניה כללית - חנקן), בעוד שעשרת המינים הרגישים ביותר לאמוניה הם דגים (12-24 מ"ג/ליטר אמוניה כללית - חנקן, EPA, 1998).

Table 4.3.1: Selected sensitivity values (96h-EC<sub>50</sub>) for unionized ammonia (mg/l) of freshwater invertebrate. (Initials: R – renewal, FT – floe trough, S – static)

	species	Method	unionized	Reference
Oligochaeta	<i>Lumbriculus variegatus</i>	R	0.69	Hickey and Vickers 1994
Snail	<i>Physa gyrina</i>	FT	1.95	Arthur et al. 1987
	<i>Helisoma trivolvis</i>	FT	2.37	Arthur et al. 1988
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	R	0.31	Hickey and Vickers 1994
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	R	0.44	Hickey and Vickers 1995
	<i>Lymnaea stagnalis</i>	FT	1	Williams et al. 1986
	<i>Lymnaea inermis</i>	FT	1.6	Williams et al. 1986
	<i>Melanopsis buccinoidea</i>	FT	3.6	Present study
	<i>Melanopsis lampra</i>	FT	0.67	Present study
	<i>Melanopsis costata</i>	FT	1.41	Present study
	<i>Melanopsis</i> sp.	FT	1.5	Present study
Clam	<i>Musculium transversum</i>	FT	1.1	Arthur et al. 1989
	<i>Sphaerium novaezelandiae</i>	R	0.59	Hickey and Vickers 1995
amphipod	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	FT	3.12	Arthur et al. 1990
	<i>Gammarus pulex</i>	FT	1.75	Williams et al. 1986
Isopod	<i>Asellus racovitzai</i>	FT	5.2	Arthur et al. 1991
	<i>Asellus aquaticus</i>	FT	2.3	Williams et al. 1986
Mayfly	<i>Callibaetis skokianus</i>	FT	3.9	Arthur et al. 1992
	<i>Deleatidium</i> spp.	R	0.45	Hickey and Vickers 1994
	<i>Zephlebia dentata</i>	R	>0.8	Hickey and Vickers 1995
	<i>Callibaetis</i> sp.	FT	1.8	Thurston et al. (in prep. A) reviewed in EPA 1983
	<i>Ephemerella grandis</i>	FT	3.86-5.88	Thurston et al. (in prep. A) reviewed in EPA 1983
Caddisfly	<i>Philartcus quaeris</i>	FT	10.1	Arthur et al. 1993
	<i>Pycnocentria evecta</i>	R	0.4	Hickey and Vickers 1994
Cladoceran	<i>Simocephalus vetulus</i>	FT	1.7	Arthur et al. 1994
	<i>Daphnia magna</i>	S	2.08	Parkhurst et al. 1979
	<i>Daphnia pulicaria</i>	FT	1.16	DeGraeve et al. 1980
Beetle	<i>Stenelmis sexlineata</i>	FT	8	Hazel et al. 1979
Stonfly	<i>Arcynopteryx parallela</i>	FT	2.06-2.0	Thurston et al. (in prep. A) reviewed in EPA 1983
Midge	<i>Chironomus riparius</i>	FT	1.65	Williams et al. 1986



#### 4.4 רגישות שחריר הנחלים למליחות

נחלים מטיפוס ים תיכוני, מתאפיינים בשונות גבוהה במליחות של המים עונתית, רב שנתית ולאורך הנחל מהמעלה למורד. ממעלה הנחל למורד קיים גאדיאנט עולה במליחות (Cole, 1975; Rundle et al., 1998), כתוצאה מאיזוי מים, חדירת ממיסים לאורך הנחל וחדירת מי ים המושפעים מתנודות הגאות והשפל. שינויים במליחות בין עונות השנה תואמים את הדינמיקה של ההידרוגרף הנחל (Gasith and Resh, 1999). בעת השיטפונות הראשונים בסתיו נמהלים מי הנחלים, והמליחות יורדת בחדות. בעונת הקיץ, מתעצמים תהליכים של התאדות המים וצמצום הזרימה, הגורמים לעלייה הדרגתית במליחות המים. באזורי מצוקת מים הטיה ושאיבה מוגברים של מים מתוקים מותרה בנחלים מקורות מים מליחים ומלוחים. באזורים של משקעי מלח קדומים ירידת מפלטי המים באקוויפר כרוכה בעלייה במליחות.

ניתן לשער כי באורגניזמים המאכלסים נחלים, וחיים בבית הגידול הני"ל כל מחזור חייהם, קיימת עמידות גבוהה הן לטווח רחב של מליחויות והן לשינויים חדים בהן. שחריר הנחלים ידוע כאורגניזמים רחב טווח מליחות (euryhaline, Bedford, 1971). המחקר הנוכחי תומך בטענה הני"ל ומצביע על עמידות אקוטית של שחריר הנחלים למליחות בטווח של שני סדרי גודל (100 -  $25,000 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ , אוכלוסיית נחל סעדיה - *Melanopsis lampra* - Costil et al. (2001) מדווחים על נכחות אסופות של חלזונות מים מתוקים בצרפת בבתי גידול בהם ממוצע המוליכות החשמלית הוא  $3600 \pm 20\% \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$  והעדרם בבתי גידול בהם המוליכות החשמלית הממוצעת היא  $20,000 \pm 60\% \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ . טווחים אלו תואמים את טווח נכחותה ורגישותה של אוכלוסיית שחריר הנחלים מנחל סעדיה.

תגובת העקה לעלייה במליחות מתרחשת במהלך 24 השעות הראשונות לחשיפה. בהמשך חשיפה של עד 96 שעות לא הופיע שינוי משמעותי בעוצמת התגובה, כלומר פרטים ששורדים שינויים חדים במליחות בית הגידול לא יראו תגובת עקה נוספת גם בחשיפה ארוכה יותר (לפחות 96 שעות). אפשר להניח שאופן התגובה המהיר והמיוצב (תוך 24 שעות) מקנה לשחריר יכולת להתמודד עם שינויים במליחות האופייניים לנחלים ים תיכוניים. בניגוד לשחריר, במבחני רגישות למליחות שבוצעו במיני בריום (*Trichorythus* sp.) ושעיר כנף (*Chimarra* sp.), חרקים המתקיימים בבתי גידול מימיים רק בשלב החיים החרוולי, נמצאה עלייה מתמשכת בתגובת העקה עם העלייה בזמן החשיפה (Goetsch and Palmer, 1997). מאידך, האחרונים יכולים לאכלס מחדש מקווי מים בשל ניידות (כושר תעופה) של הבוגרים.

אין להסיק מהאמור לעיל כי חשיפה למליחויות גבוהות או נמוכות מערכי בית הגידול אינן משפיעות כלל על השחריר. תיתכן תגובת עקה תת-ליטלית, שכשלעצמה אינה מורגשת במבחן 96 שעות, אולם תבוא לידי ביטוי בחשיפה לעקה נוספת. בעבודה זו נמצא כי רגישות שחרירים לנחשות עולה לאחר אקלום למוליכות נמוכה (מי ברז) מזו של מי המקור. ישנן עדויות אחרות לשינויים תת-ליטליים אחרים בחלזונות לאחר חשיפה לשינויי מליחות. למשל, שינויי מליחות גרמו לירידה ברמת פעילות והזנה (Cheung, 1997), לשינויים בקצב צריכת חמצן (Cheung and Lam, 1995), צמצום עונת רבייה והקטנת מסת תטולה (Raut and Misra, 1993) וירידה בקצב גדילה (Forbes, 1991).

העמידות לטווח רחב של מליחיות יכול להיות אחד המנגנונים המאפשרים את התפוצה הרחבה של הסוג שחריר. בעבודה זו נמצאו מיני שחריר בבתי גידול בטווחי מוליכות חשמלית של פי 10 (כ)  $300 - 6310 \mu\text{mho}/\text{cm}^2$  at  $25^\circ\text{C}$ , נחל דן ומעינות עיינות צוקים, בהתאמה). ישן מספר עזויות בספרות כי עמידות למליחות היא אחד הגורמים המרכזיים המשפיעים על תפוצה של חלזונות מים מתוקים ומליחים (Forbes, 1991; Hadson et al., 1995; Costil et al., 2001). יש לציין כי בהתחשב במוצאו הימי של השחריר (Geary, 1990), גמישותו האקולוגית למליחות אינה מפתיעה.

עמידותו של השחריר לטווח רחב יחסי של מליחות הינו יתרון לאורגניזם ביואינדיקטורי. תכונה זו מאפשרת שימוש (נוכחות/היעדרות) בטקסון אחד בטווח רחב של בתי גידול. נותר להרחיב ולברר את מידת הגמישות האקולוגית של שחריר הנחלים לגבי משתנים סביבתיים אחרים (כדוגמת טמפרטורה, חמצן מומס וחשיפה לאור ירידת מפלס).

בעבודה זו נבחנה רגישותה של אוכלוסייה אחת (סעדיה) בלבד למליחות. נדרש ברור רגישות אוכלוסיות נוספות של שחריר למליחות.

#### 4.5 חשיפה in situ של שחריר הנחלים לבחינת איכות מים

נחל הירקון נחלק לשלושה מקטעים: הירקון הנקי - ממעינות ראש העין ועד מעלה מפגש הנחלים ירקון קנה, ירקון מזוהם - מכניסת הקולחים אל הנחל, ביובל נחל קנה, ועד אתר 7 טחנות, והירקון ה"מלוח" - ממורד 7 טחנות ועד שפך הירקון. המחקר נערך בקטע הירקון ה"מתוק" בלבד. במקטע הנחל חנקי איכות המים נחשבת טובה יחסית, מאחר והמים מקורם באקוויפר ההר או לעיתים הזרמת מי כנרת דרך המוביל הארצי. בקטע המזוהם חוזרים שני מקורות זיהום עיקריים: קולחים ממפעל הטיהור של כפר סבא - הוד השרון (באמצעות יובל נחל קנה), וקולחי רמת השרון (החוזרים אל הנחל כ- 800 מטר במעלה מפגש הנחלים ירקון - הדרים). בתקופת המחקר הקולחים שיוצרו במפעל הטיהור של שפכי רמת השרון היו באיכות טובה יותר מהקולחים שיוצרו במפעל הטיהור של כפר סבא. לאורך הקטע המרכזי המזוהם, קיים שיפור הדרגתי באיכות המים. שיפור זה ניתן לייחס לתהליכי "טיהור עצמי" (Allan, 1995; Haslam, 1994; Montuelle and Prenda and GallardoMayenco, 1996; Volat, 1998) וכן למיהול הקולחים בנחל על ידי קולחי מפעל רמת-השרון.

כאשר נבחנו איכות המים בירקון על פי תגובת העקה של השחריר מתקבלת תמונה חד משמעית של אזור בו העקה נמוכה ביותר (קטנה מ 10%, רמת רקע), בתחום הירקון הנקי, ואזור בו תגובת העקה גבוהה בסדר גודל ויותר, בתחום הירקון המזוהם. תגובות העקה הגבוהות ביותר בירקון המזוהם נצפו באתרי החשיפה הראשונים במורד כניסת קולחי כ"ס-הוד השרון (מיתוג- כ 1.6 ק"מ במורד לכניסת הקולחים מנחל קנה, סכר חקלאי- כ 7 ק"מ במורד לכניסת הקולחים מנחל קנה). בשני האתרים הנ"ל שונות התגובה הייתה הנמוכה ביותר בתחום הקטע המזוהם ( $CV < 12\%$ ). במקרה זה שונות התגובה הנמוכה יחסית מצביעה על טווח תגובה מצומצם, כלומר עקה מירבית בכל הבדיקות. טווח התגובה המצומצם ניתן להסבר באיכות מים גרועה ואפשרות של תגובה אדיטיבית או סינרגיסטית למזהמים שונים (למשל אמוניה, חומר אורגני ודטרגנטים), שריכוזם באתרים אלו צפוי להיות הגבוה ביותר. כך למשל, נמדדו בתחנות הנ"ל ריכוזי אמוניה בטווח של 22-37 מ"ג/ליטר וריכוזי חומר אורגני בטווח של 14-55 מ"ג/ליטר.

בהמשך הקטע המזוהם חלה כאמור ירידה ברמת העקה של השחרירים שנחשפו למי הנחל, אולם שונות התגובה הייתה גבוהה כ פי 3 ויותר ( $CV > 33\%$ ). הירידה ברמת העקה וטווח תגובה רחב יחסית מוסברים בשיפור כללי ושונות גבוהה של איכות המים. כך למשל, נמדדו בתחנות הנ"ל ריכוזי אמוניה נמוכים יחסית לקטע המזוהם בטווח של 7-29 מ"ג/ליטר וריכוזי חומר אורגני בטווח 2-28 מ"ג/ליטר. השונות הגבוהה בתגובה יכולה להצביע על איכות מים משופרת אך שונה בזמנים שונים באותם אתרים. Birge at al. (1989) מצאו נשמר גרדיאנט באיכות המים, במורד לכניסת הקולחים המוזרמים ממפעל טיהור וקיימים שינויים באיכות המים בהתאם לאיכויות הקולחים שהוזרמו אל הנחל. Gasith and Resh (1999) מדווחים על שינויים עונתיים באיכות המים בנחלים ים תיכוניים, בעקבות אירועי התייבשות עונתיים. למשל, תנודות גבוהות בריכוז החמצן כתוצאה מהטמפרטורה הגבוהה, קצב פוטוסינתזה גבוה בשעות היום ונשימה בקטריאלית חזקה בשעות הלילה, צמצום מיהול הקולחים המוזרמים אל הנחל ועלייה במליחות. כל אלה גורמים לשונות תקופתית ולגרדיאנט מעלה-מורד באיכות המים בנחל.

קיימת אפשרות נוספת להסבר שונות תגובת השחריר שאינו קשור ישירות לשינויים באיכות המים בנחל, אלא קשור במצב הפיזיולוגי של האוכלוסייה הנבחת. האוכלוסייה הנייל הוחזקה לפני הניסוי במיכלים חשופים לתנאים חיצוניים, השונים מאלו שבנחל המקור (נחל סעדיה). מבחן רעלן ברחן הצביע על שינוי ברגישות החלזונות התואם דגם עונתי. מכאן שאין להוציא מכלל אפשרות שחלק מהשונות בתגובה מקורה בהבדל במצב הפיזיולוגי של החלזונות, שנבדקו בזמנים חשונים. שונות גבוהה בערכי הרגישות צפויה באתרים בהם ריכוז גורמי ההפרעה נמוך יחסית, ושונות תגובה נמוכה צפויה באתרים בהם איכות המים טובה או גרועה. באתרים הנקיים (מעלה כניסת הקולחים) השונות הנמוכה מוסברת ביכולת הישרדות גבוהה גם בשחרירים שמצבם הפיזיולוגי אינו אופטימלי. באתרים הנחשבים מזהמים (שני האתרים הראשונים הממוקמים במורד כניסת הקולחים) השונות הנמוכה בתגובה מוסברת בתמותה גבוהה גם בשחרירים שמצבם הפיזיולוגי תקין. יתכן כי באתרים בהם ריכוז גורמי ההפרעה נמוך, קיימת תגובה שונה בפרטים הנמצאים במצב פיזיולוגי שונה. היבט זה ראוי לבדיקה נוספת.

#### קשר בין עקת השחרירים לריכוז חומר אורגני ואמוניה

מבין מדדי המים שנבדקו (ריכוז חומר אורגני, אמוניה, ריכוזי חמצן, מוליכות חשמלית וטמפרטורה) המדד שהראה את המתאם הטוב ביותר לתגובת העקה בשחרירים הוא ריכוז החומר האורגני ( $BOD, r^2=0.8$ ). מאחר וסביר להניח שהחומר האורגני כשלעצמו אינו רעיל לחסרי חוליות, יתכן כי הוא מהווה סמן למזהמים אחרים או תנאים קיצוניים המלווים אותו (כדוגמת דטרגנטים, תוצרי פירוק חומר אורגני רעילים-אמוניה, מימן גופריתי, ריכוזי חמצן נמוכים במים או שינויים יממתיים גדולים בריכוזי החמצן). עדות לכך שלריכוז החומר האורגני כשלעצמו אין השפעה שלילית ניתן לראות בעובדה שבריכוזי חומר אורגני עד רמת 10 מ"ג/ליטר טווח התגובות רחב ביותר, תתכן עקה נמוכה ביותר (2%) ולחלופין גבוהה ביותר (98%). הראשונה רק בתנאים של איכות מים גבוהה (מקור החומר האורגני למשל בפריחת אצות) והשנייה, רק בתנאים של זיהום (מקור החומר האורגני בקולחים). בתנאי זיהום, כאמור, צפויה נוכחות של מזהמים נוספים כדוגמת אמוניה, דטרגנטים, כלורידים שמקורם בקולחים ומזהמים הנוספים לנחל ממקורות נקודתיים או תשטיפי כבישים, חומרי הדברה ודשנים, שמקורם במקורות זיהום דיפוזיים.

מדד נוסף שהראה מתאם מובהק היה אמוניה (כללית ובלתי מיוננת). באתרים בהם ריכוזי האמוניה אינם משמעותיים (נמוכים מ- 0.02 מ"ג/ליטר), עקת השחרירים הייתה תמיד נמוכה מ- 20%. ניתוח הממצאים של האמוניה הבלתי מיוננת מצביעים כי בתחום שבין 0.2 ל- 1 מ"ג/ליטר קיימות רמות עקה שונות, בין 20 ל- 100%. בריכוזי אמוניה בלתי מיוננת הגבוהים מ- 1 מ"ג/ליטר עקת השחרירים הייתה לפחות 70% ולרוב 100%. העובדה שקיימת שונות בתגובת השחרירים בטווח הביניים של ריכוזי אמוניה בלתי מיוננת, יכולה לרמוז על מעורבות של גורמים משפיעים נוספים, למשל תנודות חזקות בריכוז החמצן במהלך היממה, וריכוז חומר אורגני גבוה. כך למשל בטווח האמוניה בין 0.2 ל- 1 מ"ג/ליטר, בריכוזי חומר אורגני נמוכים מ- 5 מ"ג/ליטר הייתה רמת העקה 20 - 80% (איור 3.5.4a), בעוד שבאותם ריכוזי אמוניה בלתי מיוננת, בריכוזי חומר אורגני גבוהים מ- 5 מ"ג/ליטר הייתה רמת עקה של 100% (איור 3.5.4b). הממצאים הנייל יכולים להצביע על תגובה אדטיבית או סינרגיסטית (לא בהכרח ישירות של החומר האורגני).

טווח תגובה של בין 20 ל 80% עקה באוכלוסייה היה צפוי על פי תוצאות המבחנים המבוקרים במעבדה בהם נחשפו השחרירים לאמוניה בלבד. תופעה אדטיבית או סינרגיסטית נמצאה גם בנייתוח הממצאים של תגובת עקה של השחריר בחשיפה בנחל, כאשר ריכוזי האמוניה כללית עולים על 15 מ"ג/ליטר. בתנאים אלה רמת העקה במרבית המקרים היא 100%. אולם, תגובת עקה נמוכה מהנייל (נמוכה מ 60%, איור 3.5.3a) בריכוזי אמוניה גבוהים יחסית (20-30 מ"ג/ליטר) נצפתה רק בריכוזי חומר אורגני נמוכים מ 10 מ"ג/ליטר.

#### תגובת עקה כמדד להערכת שלמות ביולוגית

קיים מתאם מובהק בין תגובת העקה של שחריר הנחלים לבין ציינים ביוטיים שונים של אסופת חסרי החוליות, שנדגמו באותם אתרים ובאותם תאריכים. ציינים אלו כוללים פרופורציית מינים רגישים או לחלופין עמידים וציין המבוסס על רגישויות יחסיות לזיהום של מרכיבי האסופה (Signal-W). המתאמים המובהקים בין תגובת העקה של שחריר הנחלים לבין ציינים ביוטיים שונים ניתנים להסבר ברגישות שונה של מרכיבי חברת חסרי החוליות לשינויים באיכות מים. רגישות שונה תבטא לכן בהרכב אסופות חסרי חוליות שונה באתרים בעלי איכות מים שונה. כך למשל, באתרים בהם קיימת העשרה מתונה או רבה של חומר אורגני, תהיה העדפה לקבוצות של חסרי חוליות הניזונים מרקב ומסוגלים לשרוד בלחצי חמצן נמוכים, למשל זחלי ימשושים. לעומת זאת, באתרים נקיים, יתקיימו גם קבוצות של חסרי חוליות הרגישות לזיהום וזקוקות לריכוזי חמצן גבוהים יחסית, כדוגמת זחלי השפיריות (Wright et al., 1995; Johnson et al., 1993).

למרות המתאמים המובהקים, נמצאו ערכים חריגים בין תגובת העקה של השחרירים ובין הציינים הביוטיים שנבדקו (פרופורציית זחלי ימשושים, פרופורציית זחלי שפיריות וערכי Signal-W). בהשוואה בין תגובת העקה בשחרירים שהוכנסו לנחל לבין פרופורציית הימשושים, נמצאו שלושה ערכי עקה גבוהים מהצפוי, בהם פרופורציית הימשושים נמוכה יחסית (נמוכה מ 80%, איור 3.5.8b). יתכן כי באתרים אלו איכות המים אפשרה התאוששות מסוימת של חברת חסרי החוליות, אולם נכחו גורמי עקה אחרים הפוגעים בשחריר. למשל, באתר 7 טחנות בנובמבר 2000 ריכוזי החומר האורגני היה רק 2 מ"ג/ליטר, ערך נמוך שאפשר התאוששות של חברת חסרי החוליות, אולם באותו אתר נמדדו 10% רוויה בחמצן בלבד. באתר 10 טחנות ביולי 2001 ריכוז האמוניה הכללית הוא 7 מ"ג/ליטר (ערך נמוך יחסית), אולם נמדדו 192% רוויה בחמצן, ערך המרמז על פריחת של אצות באתר.

בהשוואת הקשר בין רמת העקה של השחריר לפרופורציית השפיריות נמצא ערך עקה חריג גבוה (100% בהשוואה לצפוי – 20%). במקרה הנדון איכות המים הייתה ירודה יחסית (ריכוז חומר אורגני 12.4 מ"ג/ליטר, ריכוז אמוניה כללית של 39.6 מ"ג/ליטר) אך למרות זאת, פרופורציית השפיריות הייתה גבוהה. הפרופורצייה של השפיריות יכולה להצביע שרגישות השפיראים לאיכות מים נמוכה מהמקובל על פי הספרות. בתנאים בהם היה שפע של מזון (התפתחות מסיבית של זחלי יתושים, Culex) התאפשרה התפתחות רבה של שפיריות, אך בתנאי איכות המים הנייל השחריר נמצא בעקה.

בהשוואת הקשר בין רמת העקה של השחריר לערכי Signal-W נמצאו שלושה ערכי עקה גבוהים מהצפוי. בשלושת המקרים הנ"ל איכות המים הייתה נמוכה מזו המאפשרת קיום של שחרירים. למשל באתר 7 טחנות נמדד במרץ 2001 ריכוז חומר אורגני של 27.5 מ"ג/ליטר וריכוז אמוניה כללית של 24.7 מ"ג/ליטר. הערך הגבוה מהצפוי של הציין הביוטי Signal-W ניתן להסבר בהמצאות של שפיריות שכאמור נחשבים כבעלי רגישות גבוהה (ערך רגישות של 7 מתוך 10). תוצאה זו מחזקת את הטענה כי השפיריות שנמצאו בירקון רגישים פחות לזיהום. כלומר, במקרה זה הבעיה קשורה בהתאמת הציין הביוטי לרגישויות ריאליות.

בבחנת הקשר בין רמת העקה בשחרירים לבין הציניים הביוטיים, להוציא ערכים חריגים (כמוסבר לעיל) אפשר להבחין בשני תחומים: תחום בו הרכב חברת חסרי חוליות מרמז על קיום חברה בריאה יחסית (תחום בו אחוז ימשושים נמוך מ 80%, אחוז שפיריות גבוה מ 10% וערכי Signal-W גבוהים מ 2). בתחום זה איכויות המים טובות ורמת העקה בשחריר נמוכה. תחום התגובה השני מצביע על הרכב פגוע של חברת חסרי החוליות. בתחום זה איכות המים גבוהה או נמוכה ורמת העקה משתנה בהתאם בין ערכים גבוהים לנמוכים. ממצאים אלו מעידים על כך שתנאים אחרים של בית גידול (מלבד מזהמים) משפיעים על מבנה הרכב חברת חסרי החוליות. Coimbra et al (1996) למשל מדווחים על דינמיקה עונתית במבנה חברת חסרי החוליות, כאשר בחודשי הקיץ והסתיו (תקופת היובש), נמצאו באסופת חסרי החוליות בעיקר אורגניזמים הנושמים אויר אטמוספרי (חיפושיות, פשפשים) או טקסונים המסוגלים לשרוד בריכוזי חמצן נמוכים (ימשושים). גם Gasith and Resh (1999) מחלקים את אסופת חסרי החוליות בנחלים ים תיכוניים לאסופת חורף, לאחר השיטפון הראשון ולאורך התקופה הרטובה ולאסופת קיץ, בעונה היבשה. גורם אחר המשפיע על חברת חסרי החוליות הוא הטרוגניות בית הגידול (סוגי תשתיות, סוגי צמחיה טבולה או מזדקרת, Miserendino, 2001). Grows and Grows (2001) מדווחים על חברות שונות של חסרי חוליות באתרים בעלי איכות מים דומה, אך בעלי רגולציה שונה של הזרמת מים.

הממצאים הנ"ל מצביעים על האפשרות של שימוש בתגובת עקה של שחריר הנחלים כאמצעי לבחינה, אד הוק של איכות המים, מאידך נידרש בירור נוסף לחיזוק הקשר בין תגובת העקה להערכת בריאות הנחל באמצעות ציניים ביוטיים.

## סיכום ומסקנות

בעבודה זו נבחנה התאמתו של החלון שחריר הנחלים לשמש כביואינדיקטור. הסוג שחריר נבחר מאחר ויש לו מספר תכונות המרמזות על התאמתו הפוטנציאלית. בין תכונות אלה ניתן למנות:

1. הסוג נפוץ במרבית אזורי הארץ.
2. הסוג מתקיים בטווח רחב של תנאים אביוטיים, למשל עוצמות זרימה שונות, משרעת גדולה של טמפרטורות, תנאי מליחות שונים ועוד.
3. בבתי גידול בהם מצוי השחריר שפיעותו גבוהה ומאפשרת איסוף ודיגום נוחים.
4. השחריר הוא בעייה גדול יחסית, עובדה המאפשרת נוחות באיסוף ובבדיקה.
5. לשחריר יכולת תנועה מוגבלת, לכן תחום המחיה שלו מצומצם. מכיוון שכך, הוא מבטא את ההשפעות המקומיות של בית גידולו.
6. משך חייו של השחריר ארוך יחסית (מוערך בכ - 3 שנים, הנק מיניס, מדע בע"פ), ולכן במהלך חייו הוא מבטא השפעות ארוכות טווח בבית גידולו.
7. רגישותו של השחריר לזיהומים סביבתיים גבוהה יחסית, והוא נעדר מבתי גידול מזהמים.

מאידך, קיימות תכונות אחרות הרומזות על האפשרות כי שחריר הנחלים אינו מתאים לשמש כביואינדיקטור אידיאלי. בין תכונות אלה ניתן למנות:

1. חוסר וודאות בסיסטמטיקה של השחריר, שבאה לידי ביטוי גם היום בשינויים תכופים בשמות המינים.
2. אמנם הסוג נפוץ, אולם מדובר במינים שונים בעלי רגישות שונה.
3. במבחני רעילות אקוטיים לנחושת נמצאה שונות גבוהה בערכי הרגישות לאורך ציר של זמן. שונות זו מגבילה את היכולת לבצע את מודל "הרעלן הבוחן" הנדרש לניטור בריאות האוכלוסייה הנבחנת.
4. במהלך תקופת המחקר הוחזקו שלוש אוכלוסיות במעבדה (מנחל סעדיה, תנינים וכנרת). הרבייה הייתה מוגבלת ולכן נדרש איסוף פרטים מבית הגידול הטבעי עבור כל ניסוי.
5. יכולתו של שחריר הנחלים לייצג את השלמות האקולוגית של בית הגידול מוגבלת.

לאור תכונות אלו נראה כי אין שחריר הנחלים יכול לשמש כביואינדיקטור אידיאלי לקביעת איכות מים ושלמות ביולוגית. אחת הבעיות המרכזיות היא שונות גבוהה. בערכי הרגישות שנמצאה באוכלוסיות השחריר מנחל סעדיה ותנינים. שונות זו מערימה קשיים ביישום מודל הרעלן הבוחן הדרוש לניטור בריאות האוכלוסייה. מאידך, יתכן כי בבחינת רגישות לנחושת של אותן אוכלוסיות, במודל מבחן עם חידוש תמיסות ובמליחות בית הגידול, השונות בערכי הרגישות תקטן. על שאלה זו יש להרחיב את המחקר. למרות האמור לעיל, ניתן לצמצם את בעיית השונות העונתית בתגובת העקה של השחריר על ידי ביצוע בדיקות השוואתיות בעונה מסוימת בה הוא ידוע כרגיש ביותר (קיץ).

ניתן לעשות שימוש בשחריר הנחלים לבחינת איכות מים בניסויים *in situ*. באתרים שנחשבים כנקיים תגובת העקה של השחריר הייתה תמיד מינימלית (נמוכה מ 10%), בעוד שבאתרים בעלי

איכות מים משתנה נמצאו מתאמים מובהקים בין תגובת העקה של השחריר לבין איכות המים (למשל ריכוז חומר אורגני ואמוניה). לאור ממצאים אלו, בחינת תגובת העקה של השחרירים לאחר חשיפה בנחל יכולה לספק אינפורמציה על איכות המים. כך למשל, העדר תגובת עקה בשחריר מעידה על איכות מים טובה, בעוד שהופעת תגובת עקה יכולה לרמוז על הצורך בבדיקה מקיפה של איכות המים באותו אתר. באופן דומה, אם כי בצורה פחות חד משמעית, ניתן להשתמש בתגובת השחריר להערכת השלמות הביולוגית באתר הנזון. תגובת עקה בשחריר מעידה במרבית המקרים כי צפייה פגיעה גם בחברת חסרי החוליות האחרים (פרופורציה גבוהה של מינים טולרנטים לזיהום, פרופורציה נמוכה של מינים רגישים לזיהום). מאידך, העדר תגובת עקה בשחריר אינה בהכרח מעידה כי חברת חסרי החוליות הגדולים בריאה משום שקיימת אפשרות של השפעת תנאים אחרים, מלבד איכות מים, על הרכב חברת חסרי החוליות.

בעבודה עלו מספר שאלות נוספות שניתן להרחיב עליהן את המחקר.

1. מדוע קיימת דינמיקה שונה במבנה התפלגות הגדלים באוכלוסיות שונות (מינים שונים) של שחריר? האם אוכלוסיות שונות או מינים שונים מסגלים אסטרטגיית רבייה המתאימה למשרעת התנאים האביוטיים בבית הגידול? האם הדינמיקה בהתפלגות הגדלים באוכלוסייה היא תוצאה של תלות בין גודל הפרטים לצפיפותם?
2. מה גורם לשונות הגבוהה ברגישות אוכלוסיות מיני שחריר לנחושת לאורך ציר הזמן? האם שינויים פיזיולוגיים הנובעים משינויים עונתיים משפיעים על הרגישות? אם כך הוא המצב, הרי יתכן כי בעבודות הרבות שבחנו את רגישותם של אורגניזמים למזהמים שונים יש להתייחס לתקופת ביצוע הניסויים, ובקביעת קריטריונים לאיכויות מים יש להתייחס לתקופה בה האורגניזמים הנבחן רגיש ביותר למזהם.
3. לאור הממצאים של ירידה ברעילות לנחושת ואמוניה באוכלוסיות השחריר עם העלייה במליחות, נשאלת השאלה מהם מענוני הפעולה הקשורים בתופעות הנייל?

אחת מהמסקנות של העבודה היא הצורך בהתאמת תקנים לאיכויות הקולחים המיועדים להזרמה בנחלים, לצרכים של המערכת האקולוגית. מאחר ולא נעשו בארץ עבודות רבות הדנות ברעילות של מזהמים שונים לחסרי חוליות של מים מתוקים, לא קיים הידע באשר "לצרכים" של אורגניזמים שונים. עד לשנת 2001 לא פורסמו הנחיות מחייבות הקובעות את איכויות הקולחים הרצויות להזרמה בנחלים. בארצות אחרות בעולם קיימים תקנים מסוג זה, אולם יש לזכור כי אין אפשרות ליישם ישירות תקנים אלו ללא בדיקה מאשרת, משום שמצב הנחלים בעולם שונה מאשר בארץ. כך למשל, בעוד שבארצות אחרות נמהלים הקולחים במי הנחל, בנחלי החוף בארץ בעיקר בעונת הקיץ, קיימים מצבים בהם הקולחים הם מקור המים היחיד של הנחלים. לכן, יש לפתח בארץ תקנים רלוונטיים למצב הנחלים ולרגישות המינים המקומיים. כיום קיימות טיוטות או המלצות ראשוניות באשר לריכוזי החומרים המותרים בקולחים המוזרמים בנחלים. מאחר ותקנים אלו אינם מבוססים על בדיקות מבקרות, אין ביטחון שתקנים אלו מתאימים. כך למשל, מומלץ על ידי אגף המים והנחלים, המשרד לאיכות הסביבה (2000) כי ריכוז הנחושת המקסימלי המותר להזרמה בנחלים הוא 0.1 מ"ג/ליטר. בערכי הרגישות לנחושת ( $96h-EC_{50}$ , טבלה 4.2.1) של חסרי חוליות שונים המאכלסים מים מתוקים נמצא כי ב 60% מהמינים המפורטים, ערכי



הרגישות האקוטיים (Acute Values) נמוכים מ 0.1 מ"ג/ליטר נחושת. משמעות הדבר היא כי מספיק חשיפה לנחושת בריכוזים הנ"ל, על מנת לגרום לתמותה של 50% ויותר, ביותר ממחצית מחברת חסרי החוליות בנחל. על מנת להגן על החי בנחל נקבעו ב EPA (1996) קריטריונים לריכוז הנחושת בהתאם לקשיות המים בנחל. בחישוב הריכוזים הכרוניים (Criteria Continuous Concentration) והאקוטיים (Criteria Maximum Concentration) בנחלים סעדיה, תנינים, וכן בעיינות צוקים ובכנרת חושבו ערכי הסף הרצויים ונמצאו נמוכים בסדר גודל מהתקן שנקבע על ידי המשרד לאיכות הסביבה (ראה דיון 4.2). הנחושת היא גם דוגמה בולטת לעובדה שקריטריונים מתאימים לבריאות האדם אינם רלוונטיים למאכלסי מים. במקרה הנזון ריכוז הנחושת המותר במי שתייה גבוה ב 2 סדרי גודל מהריכוז הכרוני המותר בנחלים.

דוגמה נוספת לאפשרות כי המלצות המשרד לאיכות הסביבה לריכוזי מזהמים המותרים בהזרמה לנחלים אינם מתאימים לשיקום החברה האקולוגית בנחל, היא ריכוז החומר האורגני (BOD). על פי התקן רצוי כי ממוצע החומר האורגני לא יעלה על ערכים של 10 מ"ג/ליטר וריכוז מרבי של 15 מ"ג/ליטר. בעבודה זו נמצא כי בריכוזים אלו יש לצפות בנחל לתגובת עקה של לפחות 75% מאוכלוסיית השחרירים.

ריכוזי האמוניה הכללית המומלצים הם 2.5 מ"ג/ליטר (משרד לאיכות הסביבה, 2000). ריכוז זה נמוך מריכוז האמוניה המחושב לחשיפה אקוטית (עד 4 ימים), על פי רגישות השחריר (CMC, 4.2 מ"ג/ליטר). ריכוז כרוני בנחל לא ניתן לחשב מתוך מבחני הרעילות האקוטיים שבוצעו בעבודה זו. לכן, לא ניתן לקבוע האם התקן של המשרד לאיכות הסביבה מתאים להגנה על פאונת הנחל בחשיפה כרונית. יש לציין כי ברמות הטיפול בשפכים במתקנים בארץ (גם אלו המפעילים טיפול שלישוני, להוציא השפד"ן) ריכוז האמוניה גבוה בסדרי גודל מהנדרש ובהעדר כושר מיהול בנחלים בעיית האמוניה בעינה נותרת.

לסיכום, מחקר זה בוחן ישירות את הקשר בין רמת הזיהום והתגובה הביולוגית. ממצאיו נותנים עדות ראשונית לצורך בהחמרת תקני הפליטה והתקנים הסביבתיים הנגזרים מהם.

## אפשרויות יישום תוצאות העבודה בישראל

### 1 בחינה מחדשת של תקני הקולחים המיועדים בהזרמה לנחלים

תוצאות העבודה מלמדות כי התקנים לריכוז מזהמים מקסימאלי בקולחים המיועדים בהזרמה לנחלים, חסרים או שאינם מתאימים לשיקום נחלים בישראל. למשל על אף שהתקן לאמוניה של המשרד לאיכות הסביבה נמוך מהקריטריון האקוטי המחושב על פי רגישות אוכלוסיות השחריר, יתכן והתקן הקיים אינו נמוך מספיק להגנה על החי בחשיפה כרונית. דוגמה אחרת היא הנחושת. העבודה מלמדת כי דרושים תקנים לריכוזי נחושת מקסימאליים המותאמים לקשיות המים וספציפיים לכן לכל בית גידול ( Site specific). העבודה מלמדת כי חישוב קריטריונים לנחושת, בהסתמך על המשוואות המוצעות על ידי ה US.EPA יכולות להתאים גם בתנאי הארץ. בנוסף, ראוי לציין כי התקנים שנקבעו על ידי המשרד לאיכות הסביבה אלו תקני פליטה. מאחר ובמרבית נחלי הארץ חסרים מים שפירים למהילת הקולחים יש לקבוע תקנים סביבתיים בהתאם.

### 2 שימוש בשחריר הנחלים לבחינה מהירה של איכות מים בנחלים

נמצא קשר מובהק בין תגובת העקה באוכלוסיות השחריר, שנחשפו לאתרים שונים בנחל הירקון, לבין משתנים של איכות מים (למשל ריכוז חומר אורגני זמין ואמוניה). הממצאים הנייל מצביעים על האפשרות של שימוש בתגובת עקה של שחריר הנחלים כאמצעי לבחינה, אד הוק של איכות מים בנחלים. בחינת איכות המים באמצעות תגובת השחריר יעילה במיוחד בנחלים הנמצאים במצב של שיקום. בדרך זו ניתן לתת מענה מהיר על שינויים באיכות המים. לשיטה הנייל מספר יתרונות על פני ניטור כימי של איכות המים או ניטור ביולוגי המתבסס על בחינה חברה ביולוגית. למשל, אין צורך בידע מומחה להערכת התגובה הביולוגית, עלות הבדיקה נמוכה, זמן הבדיקה מהיר וקלה ביותר לביצוע.

## המלצות להמשך מחקר

המשרד לאיכות הסביבה פועל כיום לשיקום הנחלים באמצעות קולחים. להצלחת הפעילות הנ"ל זרוש כי הקולחים המוזרמים לנחל יאפשרו קיום של מערכת אקולוגית בריאה ועצמאית. מאידך, חסרה אינפורמציה באשר לאיכות הקולחים הדרושה לשיקום נחלים בישראל. מענה על השאלה הנ"ל יינתן על סמך רגישות המינים המקומיים למהמים, בתנאי הארץ. בשלב זה אין מנוס מאשר להתייחס אל תקנים שנקבעו בארצות אחרות. אולם, יתכן ותקנים אלו אינם מתאימים לתנאי הארץ. מאחר ותקנים אלו מבוססים על רגישות מינים אחרים למהמים, יכולים תקנים אלו להיות מחמירים או מקלים יתר על המידה.

את המחקר הנוכחי יש להרחיב בשני אפיקים מקבילים. הראשון בחינת רגישות השחריר למספר מזהמים רב ככל האפשר. בעבודה זו נבחנה רגישותו של השחריר לאמוניה, מזהם מרכזי הקולחים עירוניים ולנחושת, מזהם הקשור בזיהום תעשייתי. מאחר ויתכנו אפקטים אדטיביים, סינרגיסטים או אנטגוניסטיים בין משתני סביבה לבין מזהמים שונים ובין מזהמים שונים לבין עצמם דרושה בחינת רגישותו של השחריר למזהמים נוספים, רבים ככל האפשר. היבט שני הוא הצורך בבחינת רגישות מינים מקומיים אחרים (מרבית מאכלסי הנחל) למזהמי מיס. קביעת הקריטריונים לאיכות קולחים ולתקנים סביבתיים אמורה להתבסס על רגישותם של מינים רבים ככל האפשר. אולם, קיומו של מין רגיש במיוחד, או אורגניזם לו חשיבות חברתית, כלכלית או אקולוגית מיוחדת מחייב מודיפיקציה של התקן. בשלב זה יוכל שחריר הנחלים לשמש כאורגניזם מודל אליו יושו מינים אחרים.

## סיכום

### תפוצה ודינאמיקה של אוכלוסיות שחריר

1. חלזון המים שחריר הנחלים הוא בין חלזונות המים הנפוצים בישראל. תפוצתו הגיאוגרפית משתרעת במרבית אזורי הארץ.
2. בין מיני השחריר אוכלוסיות המתרבות במהלך כל השנה ואוכלוסיות להן רבייה עונתית.

### נחשת

1. אוכלוסיית עינות צוקים נמצא כעמידה ביותר לנחשת ( $96h-EC_{50}=0.28mg/l$ ). אוכלוסיית נחל תנינים רגישה פי 2 ולאוכלוסיות נחל סעדיה, חרמון וכנרת רגישות הגבוהה פי 3-4 מזו של עינות צוקים.
2. נמצא מתאם בין רגישות אוכלוסיות השחריר לנחשת לבין קשיות המים. מאידך, לא נמצא קשר בין רגישות השחריר לנחשת לבין אלקליניות המים.
3. ניתן לעשות שימוש בקריטריונים שנקבעו על ידי ה USEPA, לקביעת תקנים לאיכות קולחים המיועדים בהזרמה לנחלים.
4. רצוי לקבוע תקנים לריכוזי נחשת מקסימאליים, המתבססים על קשיות מי הנחל אליו מוזרמים הקולחים, ולכן ספציפיים לכל אתר (Site Specific).

### אמוניה

1. אוכלוסיית עינות צוקים נמצא עמידה ביותר לאמוניה ( $96hEC50=3.6mg/l NH_3$ ). לאוכלוסיות נחל חרמון, סעדיה, תנינים וכנרת רגישות לאמוניה הגבוהה פי 2 ויותר.
2. קריטריון אקוטי לאמוניה (CMC), המתבסס על רגישות השחריר הוא 4.2 מ"ג/ליטר אמוניה כללית-חנקן. ריכוז זה גבוה מהמלצות המשרד לאיכות הסביבה (2.5 מ"ג/ליטר).
3. בהעדר מבחנים כרוניים לא ניתן היה לחשב את ערך הקריטריון הכרוני (CCC), ולכן אין עדין אפשרות להעריך את התאמת התקן המומלץ לאמוניה.

### מליחות

1. לשחריר הנחלים עמידות אקוטית למליחות בטווח של שני סדרי גודל ( $100 - \mu mho/cm^2$  at  $25^{\circ}C$ ). תגובתו לשינוי מליחות היא מיידית (עד 24 שעות מרגע ההפרעה) ונשמרת קבועה במהלך 96 שעות.

### חשיפה השחריר לאתרים בנחל הירקון

1. קשר מובהק בין תגובת עקה של השחריר ומשתני איכות מים (ריכוז חומר אורגני ואמוניה) מצביע על האפשרות לנצל מין זה כביואינדיקטור לניטור איכות המים בנחלים.
2. הקשר בין תגובת העקה של השחריר לבין ציינים ביוטיים אינה חד משמעית ודורשת בירור נוסף.

## סקר ספרות

- אורטל, ר. 1990. זואוגרופיה אקולוגית של המים היבשתיים בישראל, חיבור לשם קבלת תואר דוקטור לפילוסופיה, האוניברסיטה העברית.
- אלרון, א. 2000. היבטים בביולוגיה ואקולוגיה של לבנון הירקון (*Acanthobrama telavivensis*) מין בסכנת הכחדה, חיבור לשם קבלת תואר מוסמך אוניברסיטה, אוניברסיטת תל-אביב.
- הלפרין, מ. 1997. כלוראמין ונחושת גופרתית- אמצעים לבקרת התפתחות זחלי ימשושים (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) במערכת אספקת מים לשתייה, חיבור לשם קבלת תואר מוסמך אוניברסיטה, אוניברסיטת תל-אביב.
- הר, י. 1993. שבלולי ארץ ישראל. משרד הביטחון- הוצאה לאור.
- המשרד לאיכות הסביבה, 1997. איכות הסביבה בישראל, דוח שנתי 21/1997. המשרד לאיכות הסביבה, מדינת ישראל. עמ' : 54.
- המשרד לאיכות הסביבה, 2000. תקנון המים, איכות הקולחים המזורמים לנחלים, תשי"ס 2000 (טייטה). האגף למים ונחלים, המשרד לאיכות הסביבה, מדינת ישראל.
- מיניס, ה. ור. אורטל 1994. שמות הרכיכות של מים יבשתיים ויבשה בישראל (בציון מינים בסכנת הכחדה), נספח מסי 2 שמירת טבע בישראל מחקרים וסקרים, הוצאת רשות שמורות הטבע.
- רפל, י, א. בורלא וש. גולדברג 1998. איכותם התברואית של מי שתייה במקורות מים בישראל, תוצאות בדיקות כימיות לשנים 1994-1996 במקורות מים שבאחריות חברת מקורות (חברת הנספח). משרד הבריאות, שירותי בריאות הציבור, המחלקה לבריאות הסביבה.
- Al-Dabbagh, Y. K. and Y.T. Daoud 1985. The ecology of three Gastropod molluscs from Shatt Al- Arab. JBSR 16(2): 155-167.
- Allan, J.D. 1995. Stream ecology structure and function of running waters. Chapman & Hall, London.
- American Fisheries Society, 1979. A review of the EPA red book: quality criteria for water. Bethesda, American Fisheries Society. P: 313.
- Andersen, H.B. and J.A. Buckley 1998. Acute toxicity of ammonia to *Ceriodaphnia dubia* and a procedure to improve control survival. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 61:116-122.
- APHA 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. Eaton A.D. Clesceri L.C. and Greenberg A.E. (eds.).
- Arthur, J.W. and E.N. Leonard 1970. Effects of copper on *Gammarus pseudolimnaeus*, *Physa integra*, and *Campeloma decisum* in soft water. Jour. Fish. Res. Board Can. 27:1277.

- Arthur, J.W., C.W. West, K.N. Allen and S.F. Hedtke 1987. Seasonal toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrate species. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38:324-331.
- Arthur, J.W., C.W. West, K.N. Allen and S.F. Hedtke 1987. Seasonal Toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrate species. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 38:324-331.
- Bailey, H.D. and D.H.W. Liu 1980. *Lumbricalus variegatus*, a benthic oligochaeta, as a bioassay organism. In: J.G. Eaton, et al. (eds.), *Aquatic toxicology*. ASTM stp 707. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. P.205.
- Bambang, Y., P. Thuet, M. Charmantier-Daures, J.P. Trilles and G. Charmantier 1995. Effect of copper on survival and osmoregulation of various developmental stages of the shrimp *Penaeus japonicus* (Crustacea, Decapoda). *Aquatic Toxicology* 33:125-139.
- Bar-Or, Y. 2000. Restoration of the rivers in Israel coastal plain. *Water, Air and Soil Pollution* 123:311-321
- Bedford, J.J. 1971. Osmoregulation in *Melanopsis trifasciata* – IV. The possible control of intracellular isosmotic regulation. *Comparative Biochemistry and Physiology* 40A:1015-1027.
- Biesinger, K.E. and G.M. Christensen 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. *Jour. Fish. Res. Board Can.* 29:1691.
- Birge, J.B., J.A. Black, T.M. Short and A.G. Westerman 1989. A comparative ecological and toxicological investigation of a secondary wastewater treatment plant effluent and its receiving stream. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8: 437-450
- Bjerregaard, M. and H. Depledge 1994. Cadmium accumulation in *Littorina littorea*, *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas*: the influence of salinity and calcium ion concentration. *Marine Biology* 119:385-395.
- Brock, T.D. 1970. *Biology of microorganisms*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey. P: 470-471, 596.
- Borgmann, U. and K.M. Ralpf 1983. Complexation and toxicity of copper and the free metal bioassay technique. *Water research* 17:1697.
- Bryant, V., D.S. McLusky, K. Roddie and M.D. Newbery 1984. Effect of temperature and salinity on the toxicity of chromium to three estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor*). *Marine Ecology Progress Series* 20:137-149.
- Bryant, V., D.M. Newbery, D.S. McLusky and R. Campbell 1985. Effect of temperature and salinity on the toxicity of nickel and zinc to two estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*). *Marine Ecology Progress Series* 24:139-153.
- Calow, P. 1973. The relationship between fecundity, phenology and longevity: a system approach. *American Naturalist* 107: 559-574.

Chapman, P.M. 2000. Ehole effluent toxicity testing - usefulness, level of protection, and risk assessment. *Environmental toxicology and chemistry* 19(1): 3-13.

Cheng, T.C. and J.T. Sullivan 1977. Alternation in the osmoregulation of the pulmonate gastropod *Biomphalaria glabrata* due to copper. *Journal of Invertebrate Pathology* 29:101-104.

Chessman, B.C. 1995. Rapid assessment of river using macroinvertebrate: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology* 20:122-129.

Cheung, S.G. 1997. Physiological and behavioral responses of the intertidal scavenging gastropod *Nassarius festivus* to salinity changes. *Marine Biology* 129:301-307.

Cheung, S.G. and S.W. Lam 1995. Effect of salinity, temperature and acclimation on oxygen consumption of *Nassarius festivus* (Powys, 1835) (Gastropoda: Nassariidae). *Comp. Biochem. Physiol.* 111a(4):625-631.

Coimbra, C. N., M.A.S. Grace and R.M. Cortes 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary mediterranean river. *Environmental pollution* 94(3): 301-307.

Cole, G.A. 1975. Textbook of limnology. The C.V. Mosby company, Saint Louis.

Costill, K., G.B.J. Dussart and J. Daguzan 2001. Biodiversity of aquatic gastropods in the Mont St-Michel basin (France) in relation to salinity and drying habitats. *Biodiversity and Conservation* 10:1-18.

Dave, G. 1984. Effects of copper on growth, reproduction, survival and haemoglobin in *Daphnia magna*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 78C:439-443.

DeGraeve, G.M., R.L. Overcast, and H.L. Bergman 1980. Toxicity of underground coal gasification condenser water and selected constituents to aquatic biota. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 9(5):543-555.

Emerson, K., R.C. Russo, R.E. Lund and R.V. Thurston 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculation: effect of pH and temperature. *J.Fish. Res. Board Can.* 32:2379-2383.

Engel, D.W. and B.A. Fowler 1979. Factors influencing cadmium accumulation and its toxicity to marine organisms. *Environmental Health Perspectives* 28:81-88.

EPA, 1973 . Water auality criteria – 1972. Ecological Reserch Service. EPA-R-73-0.33. Washington, D.C.

EPA, 1983 Water quality criteria for the protection of aquatic life and its uses, Ammonia, Final draft. Office of Reserch and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth, Minnesota.

EPA, 1985(a). Ambient water quality criteria for ammonia. 440-5-85-001. Office of water Duluth, MN.

EPA, 1985(b). Ambient water quality criteria for copper. 440/5-84-031. Office of water regulation and standards, criteria and standards division, Washington, DC.

EPA, 1990. Guidance document on control of toxicity test precision using reference toxicants. Report EPS 1/RM/12 Environmental Protection Series. Environmental Protection Conservation and Protection Canada.

EPA, 1996. 1995-updates: Water quality criteria documents for the protection of aquatic life in ambient water. EPA-820-B-96-001. Office of water.

EPA, 1998. Update of ambient water quality criteria for ammonia. 822-R-98-008. Office of water, Duluth, MN.

EPA, 1999. Update of ambient water quality criteria for ammonia. 822-R-99-014. Office of water, Duluth, MN.

Forbes, V.E. 1991. Response of *Hydrobida ventrosa* (Montagu) to environmental stress: effects of salinity fluctuation and cadmium exposure on growth. *Functional Ecology* 5:642-648.

Garnacho, E., L.S. Peck and P.A. Tyler 2000. Variation between winter and summer in the toxicity of copper to a population of the mysid *Praunus flexuosus*. *Marine Biology* 137: 631-636.

Gasith, A. 1992. Conservation and management of the coastal streams of Israel: an assessment of stream status and prospects for rehabilitation. In: P.J. Boon, P. Calow, and G.E. Petts (eds.), *River conservation and management*, John Wiley & Sons, pp:51-61.

Gasith, A. and V.H. Resh 1999. Stream in Mediterranean climate region: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annu. Rev. Ecol. Syst* 30: 51-81.

Geary, D.H. 1990. Patterns of evolutionary tempo and mode in the radiation of *Melanopsis* (Gastropoda; Melanopsidae). *Paleobiology* 16(4):492-511.

Gersich, F.M. and D.L. Hopkins 1986. Site specific acute and chronic toxicity of ammonia to *Daphnia straus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5:443-447.

Glaubrecht, M. 1993. Mapping the diversity: geographical distribution of the freshwater snail *Melanopsis* (Gastropoda: Cerithioidea: Melanopsidae) with focus on its systematics in the Mediterranean basin. *Mitt. Hamb. Zool. Mus. Inst* 90:41-97.

Goetsch P.A. and C.G. Palmer 1997. Salinity tolerance of selected macroinvertebrate of the Sabie river, Kruger national park, South Africa. *Arch. Environ. Toxicol.* 32:32-41.

Growns, I.O. and J.E. Growns 2001. Ecological effects of flow regulation on macroinvertebrate and periphytic diatom assemblages in the Hawkesbury-Nepean river, Australia. *Regulated river-research & management* 17(3): 275-293.



Gupta, P.K., B.S. Khangarot and V.S. Durve 1981. Studies on the acute toxicity of some heavy metals to an Indian freshwater pond snail *Viviparus bengalensis* L. Arch. Hydrobiol. 91(2):259-264.

Hall, L.W. and R.D. Anderson 1995. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota. Critical Reviews in Toxicology 25:281-346.

Hall, L.W., R.D. Anderson and J.V. Kilian 1997. Acute and chronic toxicity of copper to the estuarine copepod *Eurytemora affinis*: influence of organic complexation and speciation. Chemosphere,35(7): 1567-1597.

Harris, R.R., S. Coley, S. Collins and R. McCabe 2001. Ammonia uptake and its effects on ionoregulation in the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana). Journal of Physiology B, From the Internet:  
<http://link.springer.de/link/service/journals/00360/contents/01/00219/paper/s003600100219ch000.html>

Haslam, S.M. 1994. River pollution an ecological perspective. John Wiley & sons, New York.

Hazel, R.H., C.E. Burkhead, and D.G. Huggins 1979. The development of water quality criteria for ammonia and total residual chlorine for the protection of aquatic life in two Johnson County, Kansas streams. Office of Water Research and Technology, U.S. Dept. of the Interior, Washington, D.C.p:146.

Heller, J., N. Sivan and U. Motro 1999. Systematics, distribution and hybridization of *Melanopsis* from the Jordan valley (Gastropoda:prisobranchia). Journal of Conchology 36(5): 49-81.

Hickey, C.W. and M.L. Vickers 1994. Toxicity of ammonia to nine native New Zealand freshwater invertebrate species. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 26:292-298.

Hudson, J.D., R.G. Clements, J.B. Riding, M.I. Wakefield and W. Walton 1995. Jurassic paleosalinities and brackish-water communities –A case study. Palaios. 10(5): 392-407.

Hughes, R.N., and D.J. Roberts 1981. Comparative demography of *littorina rudis*, *L. nigrolineata* and *L. neritides* on their contrasted shores in north Wales. Journal of Animals Ecology. 50: 251-268.

Iceli, J.D. and J.A. Nott 1980. Accumulation of copper within the "hepatopancreatic" caeca of *Corophium volutator* (Crustacea: Amphipoda). Marin Biology 57:193-199.

Instant ocean, Aquatic System. Internet: <http://www.aquariumsystems.com>

Kafri, U., B. Lang, L. Halicz and O. Yoffe 2001. Geochemical characterization and identification of aquifer water in northern Israel. Geological Survey Israel, the Ministry of National Infrastructures, Jerusalem

Karr, J.R. and E.W. Chu 1999. Restoring life in running water. Island Press, Washington, D.C. pp:103-105.

Keller, A.E. and M. Lydy 1992. Biomonitoring and the hazards of contaminants to freshwater mollusks. Presented at the 45<sup>th</sup> annual meeting of the north american benthological society, San Marcos, TX.

Krebs, C.J. 2001. Ecology, the experimental analysis of distribution and abundance. Benjamin Cummings, San Francisco.

Lee, D.R. 1980. Reference toxicant in quality control of aquatic bioassays. In Buikema, A.L., J.Cairns and V. Polytechnic (eds.), Aquatic invertebrate bioassays, ASTM STP 715 pp:188-199.

Leland, H.V. and J.S. Kuwabara 1985. Trace metals. In Rand, G.M. and S.R. Petrocelli (eds.) Fundamentals of aquatic toxicology. Hemisphere Publication Corporation, Washington. pp: 374-415

Lewis, M.A. 1983. Effect of loading density on the acute toxicities of surfactants, copper and phenol to *Daphnia magna* Straus. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 12:51-55.

Liu, H.T.T. and V.H. Resh 1997. Abundance and microdistribution of freshwater gastropoda in three streams of Moorea, French Polynesia. Annales de Limnologie 33(4): 235-244.

Lytle, D.A., M.R. Schock, J.A. Clement and C.M. Spencer 1998. Using aeration for corrosion control. Journal American Water Works Association 90(3):74-88.

Maetz, J. 1972. Interaction of salt and ammonia transport in aquatic organisms. In: Campbell, J.W. and L. Goldstein (eds.), Nitrogen metabolism and the environment. Academic Press, London. pp: 105-154

Mansilla-Rivera, I. and J.O. Nriagu 1999. Copper chemistry in freshwater ecosystem: an overview. J.Great Lakes Res. 25(4): 599-610.

Mathur, S., B.S. Khangarot and V.S. Durve 1981. Acute toxicity of mercury, copper and zinc to a freshwater pulmonate snail, *Lymnaea luteola* (Lamarck). Acta hydrochim, hydrobiol.9(4):381-389.

Mesuda, K. and C.E. Boyd 1993. Comparative evaluation of the solubility and algal toxicity of copper sulfate and chelated copper. Aquaculture 117:287-302.

Mienis, H.K. 1977. The freshwater molluscs of the Yaron, a polluted stream. Levantina 8:81-82

Mienis, H.K. and R. Ortal 2001. The mollusk fauna of the Naaman catchment area, Israel 1. A review of the records of the inland molluscs. Triton 4:27-41.

Miserendino, M.L. 2001. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. Hydrobiologia 444 (1-3): 147-158.

Montuelle, B. and B. Volat 1998. Impact of wastewater treatment plant discharge on enzyme activity in freshwater sediment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 40:154-159.

Mouahid, A., M. Idaghdour, M. Ghamizi and H. Mone 1996. Observation of spawn in *Melanopsis praemorsa* (Prosobranchia: Melanopsidae). *J. Moll. Stud.*62: 398-402.

Mount, D.I. and T.J. Norberg 1984. A seven day life cycle cladoceran toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3(3):425-434.

Paez-Osuna, F. and C. Ruiz-Fernandez 1995. Trace metals in the Mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments. *Environmental Pollution* 87: 243-247.

Parkhurst, B.R., A.S. Bradshaw, J.L. Forte and G.P. Wright 1979. An evaluation of the acute toxicity to aquatic biota of the coal conversion effluent and its major component. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 23:349-356.

Paulson, P.C., J.R. Pratt and J. Cairns, Jr. 1983. Relationship of alkaline stress and acute copper toxicity in the snail *Goniobasis livescens* (Manke). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 31:719-726.

Phillips, D.J.H. and P.S. Rainbow 1994. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Chapman & Hall pp:1-6.

Pollino, C.A. and D.A. Holdway 1999. Potential of two Hydra species as standard toxicity test animals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 43:309-316.

Prenda, J. and A. GallardoMayenco 1996. Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland Mediterranean stream receiving crude domestic sewage effluents. *Archiv fur hydrobiologie* 136 (2): 159-170.

Rand, G.M. and S.R. Petrocchi 1985. Fundamentals of Aquatic toxicology methods and application. Hemisphere publication corporation Washington. pp:1-30.

Raut, S.K. and T.K. Misra 1993. Influence of salinity of the breeding of three medically important freshwater snail species (Gastropoda, Basommatophora: Lymnaeidae). *Malakologische Abhandlungen Dresden* 16(15-23):173-176.

Rebelo, M.F., E.A. Santon and J.M. Monserrat 1999. Ammonia exposure of *Chasmagnathus granulata* (Crustacea, Decapoda) Dana, 1851: accumulation in haemolymph and effects on osmoregulation. *Comparative Biochemistry and Physiology* A 122:429-435.

Rehwoldt, R., L. Lasko, C. Shaw and E. Wirhowski 1973. The acute toxicity of some heavy metal ions toward benthic organisms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 10:291-294.

Rodgers, J.H. et al. 1980 Comparison of heavy metal interaction in acute and artificial stream bioassay techniques for the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*). In: J.G. Eaton, et

- al. (eds.) Aquatic toxicology. ASTM STP 707. A American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. P.266
- Ruffier, P.J., W.C. Boyle and J. Kleinschmidt 1981. Short-term acute bioassays to evaluate ammonia toxicity and effluent standards. *Journal WPCF*, 53(3): 367-377.
- Rundle, S.D., M.J. Attrill and A. Arshad 1998. Seasonality in macroinvertebrate community composition across a neglected ecological boundary, the freshwater-estuarine transition zone. *Aquatic Ecology* 32:211-216.
- Russo, R.C. 1985 Ammonia, Nitrite and Nitrat In: Rand, G.M. and S.R. Petrocelli (eds.) Fundamentals of aquatic toxicology. Hemisphere Publishing Corporation, Washington. pp: 455-471.
- Sawyer, C.N. and P.L. McCarty 1967. McCraw-Hill series in sanitary science and water resources engineering. McCraw-Hill Book company, Toronto. pp:347-355.
- Seth, R.N., R.K. Tyagi and R.S. Panwar 1990. Toxicity of 2-methoxy ethyl mercuric chloride, copper sulphate and mercuric chloride to freshwater snails. *Journal of Environmental Biology* 11(3):263-267.
- Sigma, Internet: <http://www.sigma-aldrich.com>
- Stephan, C.E., D.I. Mount, D.J. Hasen, J.H. Gentile, G.A. Chapman and W.A. Brungs 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. U.S. EPA, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratories, Duluth, Minnesota.
- Stephenson, R.R. 1983. Effects of water hardness, water temperature, and size of the test organism on the susceptibility of the freshwater shrimp, *Gammarus pulex* (L.) to toxicants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 31:459-466.
- Stumm, W. and J.J. Morgan 1970. Aquatic chemistry an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley & sons, Inc. new York pp:238-299.
- Tanaka, K., T. Watanabe, H. Higuchi, K. Miyamoto, Y. Yusa, T. Kiyonaga, H. Kiyota, Y. Suzuki and T. Wada. 1999. Density dependent growth and reproduction of the apple snail, *Pomacea canaliculata*: a density manipulation experiment in a paddy field. *Res Popul. Ecol* 41: 253-262.
- Tchernov, E. 1975. The molluscs of the sea of Galilee. *Malacologia* 15: 147-184.
- Underwood, E.J. 1971. Trace elements in human and animals nutrition. Academic Press, New York. pp: 56-60.
- Viarengo, A., M. Pertica, G. Mancinelli, B. Burlando and L. Canesi 1996. In vivo effects of copper on the calcium homeostasis mechanisms of mussel gill cell plasma membrane. *Comparative Biochemistry and Physiology* 113C(3):421-425.
- Warnick, S.L. and H.L. Bell 1969. The acute toxicity of some heavy metals to different species of aquatic insects. *Jour. Water pollut. Control Fed.* 41:280.

Williams, K.W., D.W.J. Green and D. Pascoe 1986 Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrate, 3. Ammonia. Arch. Hydrobio 106(1):61-70.

Wright, I.A., B.C. Chessman, P.G. Fairweather and L.J. Benson 1995. Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. Australian Journal of Ecology 20:142-149.

Wurtz, C.B. and C.H. Bridges 1961. Preliminary results from macroinvertebrate bioassays. Proc. Pennsylvania Acad. Sci. 35:51.

Xue, H., A. Oestreich, D. Kistler and L. Sigg 1995. What forms of copper are present in different lakes and rivers?. EAWAG news 39: 13-16.



Ni	ppb	0.03	0.4	1	0.6	0.03	0.4
Ni	Mmol/l	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Pb	ppb	0.08	0.007	0.03	0.04	0.03	0.07
Pb	Mmol/l	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Rb	ppb	3.2	3.5	3.1	2.7	3.1	
Rb	Meq/l	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Sb	ppb	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02
Se	ppb	0.3	0.3	0.3	0.3	1	2
Sr	ppb	374	418	390	346	362	363
Sr	Meq/l	0.0085	0.0095	0.0089	0.0079	0.0083	0.0083
U	ppb	1.14	1.31	1.14	0.99	1.04	0.99
U	Mmol/l	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
V	ppb	3.1	2.6	3.4	2.3	2.8	2
V	Mmol/l	0.0001	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000
Zn	ppb	3	0.3	3	0.3	0.3	1
Zn	Meq/l	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000
SiO2/Cl		1.2236	1.2992	1.4894	1.3775	1.4510	1.7292
Ba/Cl		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
B/Cl		0.0009	0.0007	0.0009	0.0010	0.0008	0.0010
U/Cl		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
F/Cl		0.0009	0.0010	0.0008	0.0010		
Sr/Cl		0.0008	0.0008	0.0009	0.0008	0.0008	0.0010
Rb/Cl		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	
Mo/Cl		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
I/Cl		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	
V/Cl		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Li/Ca		0.0001	0.0000	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001
Q		0.6259	0.6685	0.6184	0.6052	0.6016	0.6015

### Tanninim stream

Sample		19	57	65	94	122	151	178
Date		18/01/98	05/05/98	16/08/98	24/11/98	31/01/99	06/07/99	24/01/00
Na	ppm	670	663	616	603	662	635	619
Na	Meq/l	29.145	28.841	26.796	26.231	28.797	27.623	26.927
K	ppm	18	21	19	19	19	19	19
K	Meq/l	0.460	0.537	0.486	0.486	0.486	0.486	0.486
Ca	ppm	137	136	129	129	144	130	139
Ca	Meq/l	6.836	6.786	6.437	6.437	7.186	6.487	6.936
Mg	ppm	97	101	94	96	107	100	97
Mg	Meq/l	7.979	8.308	7.732	7.897	8.802	8.226	7.979
Cl	ppm	1380	1309	1190	1254	1235	1150	1130
Cl	Meq/l	38.930	36.927	33.570	35.375	34.839	32.442	31.877
SO4	ppm	194	189	168	179	182	170	187





<b>B/Cl</b>		<b>0.001</b>	<b>0.000</b>	<b>0.001</b>	<b>0.001</b>	<b>0.000</b>	<b>0.001</b>	<b>0.001</b>
<b>U/Cl</b>		<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>
<b>F/Cl</b>		<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>			
<b>Sr/Cl</b>		<b>0.001</b>	<b>0.001</b>	<b>0.001</b>	<b>0.001</b>	<b>0.001</b>	<b>0.001</b>	<b>0.001</b>
<b>Rb/Cl</b>		<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	
<b>Mo/Cl</b>		<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>
<b>I/Cl</b>		<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	
<b>V/Cl</b>		<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>
<b>Li/Ca</b>		<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>
<b>Q</b>		<b>0.709</b>	<b>0.713</b>	<b>0.707</b>	<b>0.692</b>	<b>0.750</b>	<b>0.699</b>	<b>0.715</b>

Appendix 2: Records of *Melanopsis* species found in different sites in Israel. (Initials: R.O. - R. Ortal, H.M. - H. Mienis, J.H - J. Heller, A.G. - A. Gasith, D.M. - D. Milstein).

Species	Collector	Identification	Sits	Coordinate		Reference
				X	Y	
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין בשור - נחל בשור	1015	799	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	בריכת ספיר	1229	1232	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל שורק - גאבי חבין	1243	1496	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין עקב (עליון)	1319	227	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין עקב (תחתון)	1320	252	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	בריכת דורה	1357	1887	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל אלכס	1380	2000	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	בריכת גדור	1391	2037	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל אלכס (דרך קיבוץ ויתקין)	1400	1992	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל אלכס (דרך קיבוץ ויתקין)	1404	1982	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	גשר עדנים - נחל ירקון 1	1407	1702	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	גשר נחל A - נחל ירקון 1 ירק	1419	1702	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל ירקון 1 - גשר הבפטיסטים	1420	1696	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל ירקון 0 - מקורות	1425	1686	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל אוח 3	1450	2351	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל אוח 2	1451	2350	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל אוח 2 B	1451	2351	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	וואדי נטוף - בריכה	1480	1505	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	ביר ג'אבאר	1492	1118	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	מעין התמרים 2	1497	1389	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין א-טינה (דורה)	1516	1056	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין א-דליה	1521	1050	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל מחמודיה	1539	1044	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל קוף (מורד)	1544	1094	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	C1 נחל שלף 1 - נחל דליה	1544	2214	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	C נחל שלף 4 - נחל דליה	1548	2214	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין מטע	1550	1247	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין מחושים	1558	2218	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	C3 נחל שלף 3 - נחל דליה	1559	2217	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל דילבה	1567	1592	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל אונוכור	1568	1019	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין א-זרקא	1569	601	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין קטלאב	1574	1273	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין דמומית - נחל שלף	1580	2232	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל השופט - תחנה 1	1588	2252	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל עתרי	1594	1559	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין מינהר	1597	1264	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין נימפית	1603	2542	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין א-זמ'אה	1605	1559	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין מישרפות - נחל בצת	1607	2764	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל פאג'ר	1610	1742	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל קנה	1610	1742	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל ג'אוז'ה / וואדי קנה	1611	1738	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין ר'ה	1613	1593	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין מחקודיה	1619	1734	Ortal, 1990

M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין ביקורה (סתר). צפון	1622	1311	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין אל הווא	1623	1249	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל ציפורי 4 - ששי	1627	2426	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין אל מג'ור (וואדי דילב)	1628	1477	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל געתון	1630	2680	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין בובין	1633	1475	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין א-שלאל	1642	1656	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין אל ג'ין	1643	1478	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	ללא שם	1645	1488	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין א-לימון	1652	1620	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	מורד עין א-לימון	1652	1621	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין מידר	1655	2230	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין דרה	1666	1578	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין קייני - נחל קייני	1667	2197	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין י"בקה - נחל ציפורי	1667	2403	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין האדי	1668	1641	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל כזיב 5-מורד עין הרדלית	1675	2719	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.C.	H.M.	עין שחק	1677	150	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל געתון	1687	2687	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין תמיד	1689	247	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	כפר רום	1699	1877	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל יפתאל-B3 נחל ציפורי	1711	2394	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל בצת- סכר אילון	1711	2755	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל בצת - אילון	1712	2755	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל בצת	1714	2756	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין מזוד	1716	2724	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל בצת - עינות בצת	1717	2758	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל יפתאל-נחל ציפורי	1720	2405	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל כזיב 4 מורד עין תמיד	1736	2717	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל כזיב - בריכת דלבים	1747	2722	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	מורד עין זיו-נחל כזיב 2	1756	2715	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין אמציה	1758	325	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל ציפורי 1 - עינות	1758	2376	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין פרט	1787	1378	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין נמר	1800	850	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין אל בנה	1802	1854	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	וואדי באידה	1803	1852	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	וואדי אל באידן	1804	1851	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין תירה	1806	2657	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין יזראל	1819	2183	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	וואדי אל מרשי	1821	1879	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין ענה	1823	844	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין פראצה - וואדי פארה	1825	1886	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין צאלים	1826	848	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל בוקק	1835	677	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	וואדי קלט	1835	1388	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	C עין תמר -	1837	440	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	A עין הריר	1838	428	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין ערוגות	1840	965	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	C עין הכינר	1844	414	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין דקל - וואדי הריר	1847	402	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עינות בריכת דגים	1848	402	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין א-ראש	1851	1619	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל צלמון	1852	2565	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל צלמון מורד עין צלמון	1852	2573	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין צלמון	1855	375	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין צלמון	1859	2578	Ortal, 1990

<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל ארזות (מורד)	1860	958	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל ייט"ב	1867	1514	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין גדי	1869	971	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל עוג'א	1869	1514	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל דוד	1873	975	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל תבור-1	1873	2299	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין פצאל	1884	1619	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות סמר (עין תורבה)	1886	1129	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות קנה	1888	1147	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל נואימה	1900	1447	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין ברדי	1923	2705	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל עמל	1932	2121	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות קומח	1935	1251	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין תרון	1938	2646	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין שרונה	1948	2355	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	חמס אל מלא (מקורות)	1952	1929	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין חבקוק	1956	2574	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין ארבל	1962	2479	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין מלקוע	1965	2003	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל חרד 4 - גשר בית שאן	1968	2126	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין א-שאק	1973	1946	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין א-שמיאה	1976	1984	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין יהודה	1976	2087	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	וואדי מאל- תחנה 3	1979	1926	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין נון	1982	2497	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל תבור 4	1984	2248	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין חג'ילה	1985	1372	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל קורקאן	1993	1988	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין יבניאל (מורד)	1998	2329	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	דיר שמן	2001	1650	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל תבור 5	2005	2243	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין חוגה - נחל חרד	2006	2138	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין פתל	2006	2334	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין תינה - חוף הכנרת	2007	2525	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות חסיה (מעלה)	2013	2138	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל שלם	2015	2063	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל חרד 6- גשר דרך פטרל	2018	2135	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות שבע 1-2	2018	2533	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות שבע 3	2019	2533	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין שוהם	2032	2864	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין בדולח	2033	2864	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין תיאו	2035	2820	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אוזים	2035	2847	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל עין	2041	2766	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל עין	2045	2972	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין תנור - מפלים	2046	2972	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	שמורת החולה- דרם	2068	2748	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל סניר - בית היל	2073	2893	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין יזר (מורד)	2076	2560	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות לביה 2	2079	2593	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות לביה 1	2081	2594	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין זרע	2081	2918	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות ווזאני (מערב)	2081	2973	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל סניר	2081	2973	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	שייח חוסיין 1	2082	2576	Ortal, 1990
<i>M. buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	שייח חוסיין 2	2082	2577	Ortal, 1990

M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין חזיז	2082	2579	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין פפאוס	2082	2580	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עינות וואני (מזרח)	2082	2973	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין קרה	2083	2601	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עינות שקד 2	2083	2607	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין קורן	2083	2925	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - תחנה 6	2083	2929	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל סניר - נחל פאלדי	2083	2930	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל סניר - מעיין בחר	2083	2930	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין עיון אל חמם	2084	2623	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל סניר - גשר עירון	2084	2933	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין סופיה	2085	2602	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין וואדי א-אגס	2085	2616	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	זקי - תחנה 1	2086	2552	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עינות חירבת חמם	2086	2627	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל קורן	2087	2925	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין הגושרים	2088	2915	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל פאלדי - גדה צפונית	2088	2933	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין שלך	2088	2938	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	זקי - תחנה 3	2089	2555	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל פאלדי - גדה דרומית	2089	2931	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין משפה	2090	2570	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	(תעלה סורית)	2090	2935	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל טל - תחנה 1	2092	2922	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל טל	2093	2923	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	מגרסה - תחנה 2	2096	2546	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	חוקוק (לגונה)	2097	2538	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - תחנה 5	2097	2932	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין הדרים	2100	2822	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין גלבינה - נחל גילבון	2101	2717	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - קיבוץ דפנה	2101	2930	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	אל אלמאין	2102	2667	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל עורבים	2102	2837	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל חרמון 4 - כפר סאלד	2102	2913	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל משושים	2103	2563	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דיבשה	2104	2772	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל לייש	2104	2935	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין גופרה	2105	2459	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	לגונת מגרסה (דליות)	2105	2547	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל גילבון - תחנה 1	2105	2724	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל שועה פאגר	2105	2747	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין נטרה (עין א-תינה)	2105	2760	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	בריכת עמק בוטאה	2106	2558	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל גונן	2106	2794	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל לייש - תחנה 1	2106	2944	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - תחנה 4	2107	2944	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין שייח מחמוד	2108	2816	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - תחנה 3	2108	2945	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן (ליד תחנה 2)	2108	2946	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן תחנה 1	2108	2948	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל משושים 1 - דודרה	2109	2571	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן (ליד החניה)	2109	2946	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - תחנה 2	2109	2948	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - קיבוץ דן	2110	2947	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - מקורות	2110	2950	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	עין זבי - נחל עורבים	2111	2833	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל דן - תל דן	2111	2947	Ortal, 1990
M.buccinoidea	R.O.	H.M.	נחל יהודיה	2112	2562	Ortal, 1990

<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין ברכה	2112	2869	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל זן - תל זן	2112	2946	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל זן - תל זן	2112	2947	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל זן - תל זן - גן עדן	2112	2948	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל שועה פאג'ר (מורד)	2113	2749	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין דקל	2113	2838	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל זן - נביעת תל זן	2113	2948	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל סמך תחנה 0	2114	2483	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל זן (בית אוסישקין)	2115	2941	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל רחום (עין שמיר)	2121	2871	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל משושים - תחנה 10	2129	2598	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל סניר - רס נבה	2131	2120	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גילבון - תחנה 2	2131	2724	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל חרמון 3 - שאר הישוב	2144	2924	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין כנף (מערב)	2145	2530	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין כנף (מזרח)	2147	2531	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל חרמון 2	2149	2948	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל חרמון 1 - מקורות	2151	2949	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל מיצר - תחנה 2	2156	2386	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין דר עזיז	2170	2522	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל סמך תחנה 1	2171	2491	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל משושים - תחנה 22	2174	2657	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל סמך תחנה 10	2173	2491	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין חמס ו קינייה	2178	2936	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות קוסביה	2189	2655	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות ג'ורניה	2190	2553	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל סמך - אל על	2193	2472	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל סמך	2199	2459	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל דליות	2203	2563	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גמלא 5 - דליות	2204	2580	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אב-שיהב	2205	2565	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	ברכת סהר	2208	2947	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גמלא	2214	2596	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גמלא 4	2214	2597	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גמלא 3 - דקל	2231	2607	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גמלא 2 - גדר בקר	2238	2613	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין אל פארס	2239	2569	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גמלא 1 - תנורה	2247	2625	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין תנורה	2254	2625	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גמלא - A1	2254	2629	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות מנצורה - 2	2263	2592	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות פאהם - מס' 4	2273	2641	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עינות פאהם - מס' 3	2275	2642	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין דינור - 1 - (דנרי)	2276	2616	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין עישה	2276	2732	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	מסל תל א-סקי	2282	2530	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	נחל גובתא - גשר נווה אטי"ב	2184	2952	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	R.O.	H.M.	עין ראזאנייה	2294	2538	Ortal, 1990
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	נחל זן			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	נחל שניר			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	בית הילל צפון			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	נחל ג'ילבון			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	ברכת המשושים			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	יהודיה			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	נחל משושים			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	נחל תבור			Heller et al. 1999

<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	עינות חוגה			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	גן השלושה			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	עין הנציב			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	J.H.	H.M.	עין פרטה			Heller et al. 1999
<i>M.buccinoidea</i>	D.M.	H.M.	עינות צוקים			present study
<i>M.buccinoidea</i>	A.G.	H.M.	מעין חרד			present study
<i>M.buccinoidea</i>	D.M.	H.M.	נחל דן			present study
<i>M.buccinoidea</i>	D.M.	H.M.	נחל שניר			present study
<i>M.buccinoidea</i>	D.M.	H.M.	נחל חצבי			present study
<i>M.buccinoidea</i>	D.M.	H.M.	כנרת חוף טבחה			present study
<i>M.buccinoidea</i>	D.M.	H.M.	עין נפתלי	1974	2083	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	עין זבי - נחל בזק	1977	2083	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	עין חוגה - נחל חרד	2006	2138	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - גשר אדם	2007	1678	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - גשר אלנבי	2013	1426	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	עינות חסידה (מעלה)	2013	2138	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	עינות חסידה (מורד)	2015	2136	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - גשר עבדאלה	2019	1343	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - שדה מרמה	2025	1937	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - גשר בית זרע	2025	2329	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - ירמוך	2029	2279	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - שיפה	2034	2065	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	עין תיאו	2035	2820	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - גשר דלהמיה	2038	2287	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	נחל ירמוך - סכר נהריים	2040	2280	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - דגניה	2041	2353	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן תחתון - יציאה של האגם	2043	2352	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	שמורת החולה	2055	2756	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	שמורת החולה - אגם מרכזי	2067	2757	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	שמורת החולה - סכר 100	2075	2759	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן עליון - גשר אריק	2077	2563	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	זקי - תחנה 1	2086	2552	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן עליון - גשר אלמגור	2086	2598	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	PK 2 ירדן עליון - ירדן	2087	2570	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	PK ירדן עליון - ירדן 1	2088	2575	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	זקי - תחנה 3	2089	2555	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן עליון - גשר החורשה	2089	2649	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן עליון - מבצר עסרת	2089	2676	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	ירדן עליון - בנות יעקב	2092	2685	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	R.O.	H.M.	חוקוק (לגונה)	2097	2538	Ortal, 1990
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	בית הילל דרם			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	שדה נחמיה			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	להבות			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	בנות יעקב			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	כנסית נחל ירדן לכנרת			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	עין שבע			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	גינוסר			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	עין רקת			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	עין גב			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	האון			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	בין גבראל			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	מוצא משושים			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	ירמוך			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	כנרת 208			Heller et al. 1999
<i>M.costata</i>	J.H.	H.M.	גשר אלנבי			Heller et al. 1999

<i>M.coststs</i>	D.M.	H.M.	כנרת חוף צינבר			present study
<i>M.coststs</i>	D.M.	H.M.	כנרת חוף בטחה			present study
<i>M.cerithiopsis</i>	R.O.	H.M.	עין יזראל	1819	2183	Ortal, 1990
<i>M.cerithiopsis</i>	R.O.	H.M.	עין פאריה - וואדי פאריה	1825	1886	Ortal, 1990
<i>M.cerithiopsis</i>	R.O.	H.M.	עין בליבל (מעלה)	1998	1997	Ortal, 1990
<i>M.cerithiopsis</i>	R.O.	H.M.	עין א-סקז'ט	2017	1968	Ortal, 1990
<i>M.cerithiopsis</i>	J.H.	H.M.	חמת גדר			Heller et al. 1999
<i>M.cerithiopsis</i>	J.H.	H.M.	מעין חרוד			Heller et al. 1999
<i>M.cerithiopsis</i>	J.H.	H.M.	עינות חוגה			Heller et al. 1999
<i>M.cerithiopsis</i>	J.H.	H.M.	גן השלושה			Heller et al. 1999
<i>M.cerithiopsis</i>	J.H.	H.M.	עין הנציב			Heller et al. 1999
<i>M.cerithiopsis</i>	J.H.	H.M.	שדה אליהו			Heller et al. 1999
<i>M.cerithiopsis</i>	J.H.	H.M.	עין חמה			Heller et al. 1999
<i>M.cerithiopsis</i>	A.G.	H.M.	נחל חרוד			present study
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים - גשר תורכי	1410	2161	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים - סמוך לג'יטר	1418	2166	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים	1420	2169	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים - מורד נחל עדה	1420	2171	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים	1422	2174	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים - גשר רומי	1422	2176	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל דליה - דיפלה 4	1425	2197	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל דליה - דיפלה 5	1425	2203	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל דליה - דיפלה 1	1426	2212	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל דליה - דיפלה 2	1428	2209	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים	1430	2174	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	G נחל תנינים	1430	2176	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	G2 נחל תנינים	1430	2185	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	G1 נחל תנינים	1433	2184	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים	1434	2173	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	עינות חנניה	1434	2176	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים	1435	2158	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים - עין חנניה	1435	2175	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים	1435	2176	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל דליה - תחנה 6	1435	2217	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים - בינימינה	1441	2154	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל תנינים - עמיקם	1506	2172	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	נחל דליה - תחנה 3	1524	2217	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	A נחל דליה - תחנה 1	1544	2211	Ortal, 1990
<i>M.sp</i>	R.O.	H.M.	בריכת הכוורת	1610	2502	Ortal, 1990
<i>M.sp.</i>	D.M.	H.M.	נחל תנינים			present study
<i>M.lampra</i>	R.O.	H.M.	נחל נעמן	1594	2567	Ortal, 1990
<i>M.lampra</i>	R.O.	H.M.	נחל הנעמן - המשאבות	1609	2503	Ortal, 1990
<i>M.lampra</i>	R.O.	H.M.	נחל נעמן - מורד עינות	1610	2504	Ortal, 1990
<i>M.lampra</i>	R.O.	H.M.	נחל הנעמן - הכוורת	1610	2505	Ortal, 1990
<i>M.lampra</i>	R.O.	H.M.	נחל נעמן - עינות נעמה	1611	2502	Ortal, 1990
<i>M.lampra</i>	D.M.	H.M.	עין סעדיה			present study
<i>M.saulcyi</i>	D.M.	H.M.	נחל ירקון - אגם מלאכותי			present study
<i>M.saulcyi</i>	H.M.	H.M.	כנרת - בטחה			Mienis, H. personal comunication



Appendix 3: Water quality condition in the ammonia toxicity tests (Exp.1-Exp.11)

Experiment 1

Collection site	Seadia stream					
Collection date	26/03/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
06/04/01 ammonia addition						
12/04/01 introduction of snails						
16/04/01 end of experiment	70	68.3	67.6	64.7	64.3	68.5
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
06/04/01 ammonia addition	20.2	20.2	20	19.9	20.1	20.4
12/04/01 introduction of snails	18.7	18.8	18.6	18.5	18.6	18.8
16/04/01 end of experiment	18.7	18.7	18.3	18.2	18.4	18.7
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
06/04/01 ammonia addition						
12/04/01 introduction of snails						
16/04/01 end of experiment	6.55	6.37	6.38	6.04	6.02	6.35
Conductivity (µmho/cm <sup>2</sup> at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
06/04/01 ammonia addition	2393	2424	23.88	2387	2390	2392
12/04/01 introduction of snails	2390	2450	2420	2440	2413	2314
16/04/01 end of experiment	2417	2466	2473	2477	2447	2329
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
06/04/01 ammonia addition	0	3.15	10.4	54.3	127	235
12/04/01 introduction of snails	0	5.1	12.8	41.3	78.4	112
16/04/01 end of experiment	0	4.42	11.8	40.1	79.6	114
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
06/04/01 ammonia addition	0	0.21	0.49	1.75	4	5.01
12/04/01 introduction of snails	0	0.33	0.58	1.13	2.33	2.44
16/04/01 end of experiment	0	0.33	0.7	1.19	2.39	2.68
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
06/04/01 ammonia addition	8.31	8.26	8.10	7.93	7.92	7.73
12/04/01 introduction of snails	8.18	8.28	8.13	7.91	7.94	7.79
16/04/01 end of experiment	8.28	8.35	8.26	7.95	7.95	7.83
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		87	92	97	102	102
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		100	121	105	103	110

## Experiment 2

Collection site	Seadia stream					
Collection date	03/05/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
04/05/01 ammonia addition	86.5	83.6	83.4	82.4	84	83.5
09/05/01 introduction of snails	69.2	72.7	63.2	62.5	66.8	70.3
13/05/01 end of experiment	67.3	69.3	69.3	66.2	69.5	71.8
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
04/05/01 ammonia addition	21.5	21.4	21.1	21	21.1	21.4
09/05/01 introduction of snails	20.7	20.7	20.4	20.3	20.4	20.6
13/05/01 end of experiment	20.6	20.6	20	20	20.2	20.6
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
04/05/01 ammonia addition	7.57	7.37	7.39	7.31	7.46	7.36
09/05/01 introduction of snails	6.13	6.5	5.62	5.58	6	6.33
13/05/01 end of experiment	6.01	6.2	6.32	5.96	6.25	6.39
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
04/05/01 ammonia addition	2380	2373	2388	2382	2387	2414
09/05/01 introduction of snails	2416	2405	2437	2433	2427	2444
13/05/01 end of experiment	2443	2441	2506	2490	2471	2472
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
04/05/01 ammonia addition	0	2.79	5.87	11	15.1	23.4
09/05/01 introduction of snails	0	2.68	5.11	9.54	13.4	21.5
13/05/01 end of experiment	0	2.15	4.14	7.9	11	19.7
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
04/05/01 ammonia addition	0	0.3	0.55	0.77	1.28	1.5
09/05/01 introduction of snails	0	0.21	0.29	0.48	0.86	1.31
13/05/01 end of experiment	0	0.16	0.2	0.3	0.51	0.94
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
04/05/01 ammonia addition	8.44	8.45	8.39	8.25	8.34	8.2
09/05/01 introduction of snails	8.26	8.32	8.17	8.13	8.23	8.20
13/05/01 end of experiment	8.1	8.16	8.12	8	8.09	8.09
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		80	81	83	82	92
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		98	99	98	98	99

### Experiment 3

Collection site	Seadia stream					
Collection date	30/05/01					
Salt used for salinity adjustment	Instant ocean					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
31/05/01 ammonia addition	90.9	90.6	90.3	91.1	90.9	90.8
03/06/01 introduction of snails	72.3	74.1	69.4	72.3	73.1	73.6
07/06/01 end of experiment	69.6	66	66.9	67.1	69.6	64.8
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
31/05/01 ammonia addition	21.8	21.8	21.7	21.4	21.5	21.5
03/06/01 introduction of snails	22.7	22.7	22.5	22.4	22.5	22.7
07/06/01 end of experiment	21	21.1	20.7	20.5	20.8	21.2
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
31/05/01 ammonia addition	7.94	7.93	7.93	8.02	8	7.99
03/06/01 introduction of snails	6.2	6.34	5.96	6.22	6.29	6.3
07/06/01 end of experiment	6.13	5.83	5.98	6.17	6.19	6.41
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
31/05/01 ammonia addition	2271	2276	2295	2281	2286	2268
03/06/01 introduction of snails	2288	2289	2312	2297	2299	2276
07/06/01 end of experiment	2315	2313	2346	2335	2328	2288
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
31/05/01 ammonia addition	0	14.4	23.5	39.7	46	81.9
03/06/01 introduction of snails	0	9.71	17.9	28.8	33.9	49.5
07/06/01 end of experiment	0	9.23	16.6	26.6	31.7	47
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
31/05/01 ammonia addition	0	14.4	23.5	39.7	46	81.9
03/06/01 introduction of snails	0	9.71	17.9	28.8	33.9	49.5
07/06/01 end of experiment	0	9.23	16.6	26.6	31.7	47
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
31/05/01 ammonia addition	8.47	8.36	8.25	8.13	8.14	8.08
03/06/01 introduction of snails	8.32	8.21	8.07	8	8.01	7.99
07/06/01 end of experiment	8.27	8.15	8.07	8.06	8.08	8.07
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		95	93	92	94	95
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		74	82	92	97	102

### Experiment 4

Collection site	Kinneret					
Collection date	25/06/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
29/06/01 ammonia addition	92.4	93.7	91.6	93.5	93.2	92.2
02/07/01 introduction of snails	82.6	75.6	79.5	80.8	82.2	75.5
06/07/01 end of experiment	75	54.2	70.3	73.8	74.8	60.7
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
29/06/01 ammonia addition	22.5	22.2	22	22.3	22.2	22.7
02/07/01 introduction of snails	22.9	22.8	22.6	22.6	22.7	23
06/07/01 end of experiment	22.4	22.6	22.1	22	22.2	22.7
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
29/06/01 ammonia addition	7.96	8.12	7.98	8.07	8.09	7.9
02/07/01 introduction of snails	7.06	6.47	6.87	6.96	7.06	6.43
06/07/01 end of experiment	6.45	4.68	6.12	6.44	6.49	5.2
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
29/06/01 ammonia addition	1346	1349	1343	1401	1475	1606
02/07/01 introduction of snails	1359	1359	1351	1410	1483	1612
06/07/01 end of experiment	1380	1362	1366	1424	1491	1615
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
29/06/01 ammonia addition	0	8.39	16.7	24	32.6	40.8
02/07/01 introduction of snails	0	7.67	15.6	22.3	30.5	39.5
06/07/01 end of experiment	0	5.3	13.5	20.2	27.5	35.5
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
29/06/01 ammonia addition	0	0.92	1.35	1.75	2.21	2.26
02/07/01 introduction of snails	0	0.62	1.09	1.4	1.84	1.96
06/07/01 end of experiment	0	0.2	0.72	1.07	1.5	1.29
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
29/06/01 ammonia addition	8.52	8.43	8.29	8.23	8.2	8.09
02/07/01 introduction of snails	8.42	8.26	8.2	8.15	8.13	8.03
06/07/01 end of experiment	8.32	7.93	8.09	8.09	8.1	7.9
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		69	87	91	90	90
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		32	66	76	82	66

### Experiment 5

Collection site	Kinneret					
Collection date	25/06/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
13/07/01 ammonia addition	95.3	95	95.7	96.2	95.3	94.5
15/07/01 introduction of snails	83	78	83.6	87	85.1	71.7
19/07/01 end of experiment	78.1	42	47.1	75.5	69.2	46.8
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
13/07/01 ammonia addition	23.7	23.9	23.7	23.9	24	24.3
15/07/01 introduction of snails	21.8	21.6	21.5	21.5	21.6	22
19/07/01 end of experiment	23.3	23.5	23.1	22.9	22.9	23.2
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
13/07/01 ammonia addition	8.06	7.97	8.07	8.08	8.01	7.9
15/07/01 introduction of snails	7.25	6.82	7.35	7.63	7.45	6.23
19/07/01 end of experiment	6.66	3.55	4	6.45	6.01	3.93
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
13/07/01 ammonia addition	1497	1492	1510	1572	1696	1875
15/07/01 introduction of snails	1504	1495	1514	1574	1697	1875
19/07/01 end of experiment	1526	1506	1526	1576	1695	1865
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
13/07/01 ammonia addition	0	16.8	29.4	41.9	54.6	73.8
15/07/01 introduction of snails	0	16.8	28.9	40.6	53.2	71.7
19/07/01 taking out organisms	0	12.8	24.5	37.9	48.7	64.4
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
13/07/01 ammonia addition	0	1.3	2.25	2.57	2.83	2.94
15/07/01 introduction of snails	0	0.92	1.64	2.07	2.34	2.38
19/07/01 end of experiment	0	0.35	0.79	1.87	1.92	1.94
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
13/07/01 ammonia addition	8.58	8.21	8.21	8.1	8.02	7.89
15/07/01 introduction of snails	8.55	8.12	8.14	8.09	8.02	7.88
19/07/01 end of experiment	8.46	7.75	7.83	8.03	7.93	7.8
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		76	85	93	92	90
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		38	48	90	82	82

### Experiment 6

Collection site	Enot zuqim					
Collection date	17/07/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/07/01 ammonia addition	91.9	90.8	90.8	93.7	90.6	91.1
29/07/01 introduction of snails	83.8	84.8	84.6	86.2	83.3	85
02/08/01 end of experiment	86.3	82.6	80.7	84.5	81.1	81.3
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/07/01 ammonia addition	23.5	22.9	23	23.2	23.2	23.4
29/07/01 introduction of snails	24	24	23.9	23.8	23.8	24.1
02/08/01 end of experiment	23.6	23.7	23.5	23.2	23.4	23.8
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/07/01 ammonia addition	7.74	7.78	7.76	7.97	7.72	7.75
29/07/01 introduction of snails	6.9	6.92	6.99	7.15	6.88	7
02/08/01 end of experiment	7.16	6.84	6.76	7.14	6.77	6.81
Conductivity (µmho/cm <sup>2</sup> at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/07/01 ammonia addition	6270	6270	9270	6270	6250	6250
29/07/01 introduction of snails	6300	6300	6310	6310	6300	6300
02/08/01 end of experiment	6400	6370	6390	6440	6390	6370
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/07/01 ammonia addition	0	8.24	16.4	24.6	31.9	41.1
29/07/01 introduction of snails	0	7.42	15.1	22.5	30.1	37.9
02/08/01 end of experiment	0	7.31	14.8	21.9	29	37.6
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/07/01 ammonia addition	0	1.14	1.94	2.16	2.47	3.22
29/07/01 introduction of snails	0	1.05	1.71	2.01	2.32	3.18
02/08/01 end of experiment	0	1.06	1.6	2	2.27	3.22
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/07/01 ammonia addition	8.48	8.52	8.44	8.29	8.23	8.23
29/07/01 introduction of snails	8.46	8.5	8.39	8.28	8.21	8.24
02/08/01 end of experiment	8.56	8.52	8.38	8.31	8.23	8.26
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		99	98	97	96	99
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		101	94	100	98	101

### Experiment 7

Collection site	Seadia stream					
Collection date	10/08/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/08/01 ammonia addition	96	96	96.6	95.6	96	95
13/08/01 introduction of snails	86.8	57.7	79.4	88	63.7	58
17/08/01 end of experiment	90	40	41.2	81.5	45.2	42.5
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/08/01 ammonia addition	24.3	24.1	24.6	24.6	24.7	25
13/08/01 introduction of snails	24.7	24.7	24.7	24.5	24.6	24.9
17/08/01 end of experiment	23.2	23	23	22.8	22.7	23.3
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/08/01 ammonia addition	8.01	8.02	8.02	7.96	7.95	7.82
13/08/01 introduction of snails	7.17	4.75	6.56	7.28	5.25	4.77
17/08/01 end of experiment	7.69	3.44	3.42	6.99	3.85	3.59
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/08/01 ammonia addition	2252	2260	2245	2247	2250	2272
13/08/01 introduction of snails	2268	2275	2254	2247	2256	2278
17/08/01 end of experiment	2307	2288	2272	2272	2272	2278
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/08/01 ammonia addition						
13/08/01 introduction of snails	0	8.33	17.8	26.1	34.5	41.9
17/08/01 end of experiment	0	0.92	10.4	20.8	26.7	34.5
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/08/01 ammonia addition						
13/08/01 introduction of snails	0	0.99	2.34	2.39	2.42	2.69
17/08/01 end of experiment	0	0.03	0.44	1.78	0.85	0.98
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/08/01 ammonia addition						
13/08/01 introduction of snails	8.72	8.39	8.44	8.27	8.14	8.09
17/08/01 end of experiment	8.7	7.8	7.96	8.29	7.84	7.77
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		11	58	80	77	82
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		3	19	74	35	36

### Experiment 8

Collection site	Kinneret					
Collection date	21/08/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/08/01 adding ammonia + introduction of snails	96.5	93.1	96.7	95.8	96.3	96.2
30/08/01 end of experiment	69.5	69.4	69.6	66.9	60	58
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/08/01 adding ammonia + introduction of snails	23.3	24.5	23.1	22.9	22.8	23
30/08/01 end of experiment	23.5	23.7	23.4	23.1	23.3	23.8
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/08/01 adding ammonia + introduction of snails	8.17	7.72	8.26	8.2	8.26	8.23
30/08/01 end of experiment	5.88	5.84	5.89	5.67	5.07	4.86
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/08/01 adding ammonia + introduction of snails	1493	1486	1484	1490	1486	1523
30/08/01 end of experiment	1521	1493	1498	1505	1499	1528
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/08/01 adding ammonia + introduction of snails	0	9.96	20.6	25	33.9	41.5
27/08/01	0	9.31	18.3	26.6	33.6	40.5
28/08/01	0	9.05	17.7	26	33.8	41.6
30/08/01 end of experiment	0	7.48	14.6	22.3	29.6	37.8
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/08/01 adding ammonia + introduction of snails	0	0.68	2.45	1.94	2.96	3.3
27/08/01	0	0.62	1.92	1.85	2.64	2.9
28/08/01	0	0.62	1.68	1.63	2.39	2.79
30/08/01 end of experiment	0	0.51	1.19	1.27	1.63	1.93
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
26/08/01 adding ammonia + introduction of snails	8.62	8.13	8.44	8.24	8.3	8.25
27/08/01	8.64	8.12	8.38	8.19	8.25	8.2
28/08/01	8.57	8.13	8.33	8.14	8.2	8.17
30/08/01 end of experiment	8.42	8.16	8.25	8.09	8.07	8.02
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		75	71	89	87	91
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		75	49	65	55	58



### Experiment 9

Collection site	Tanninim stream					
Collection date	29/08/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
07/09/01 ammonia addition	96.6	96.4	95.4	96.1	95.6	94.9
09/09/01 introduction of snails	80.3	77.4	78.9	74.4	72.3	75.9
13/09/01 end of experiment	72.5	72.1	70.9	68	64.4	69
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
07/09/01 ammonia addition	23.1	22.9	23.1	22.9	22.7	23
09/09/01 introduction of snails	23	23	22.9	22.6	22.6	22.9
13/09/01 end of experiment	22.6	22.6	22.5	22.1	22.1	22.5
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
07/09/01 ammonia addition	8.24	8.25	8.14	8.21	8.21	8.09
09/09/01 introduction of snails	5.43	5.3	5.49	5	4.93	5.07
13/09/01 end of experiment	6.18	6.12	6.04	5.81	5.54	5.88
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
07/09/01 ammonia addition	4940	5020	4944	4974	4959	4950
09/09/01 introduction of snails	4973	5050	4978	5010	4990	4984
13/09/01 end of experiment	5030	5090	5030	5090	5060	5020
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
07/09/01 ammonia addition	0	8.77	18	26.6	34.3	41.2
09/09/01 introduction of snails	0	7.95	16.8	25.2	34.3	41
13/09/01 end of experiment	0	7.47	15.4	23.6	31.8	41
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
07/09/01 ammonia addition	0	0.97	1.71	2.15	2.51	2.71
09/09/01 introduction of snails	0	0.75	1.48	1.61	2.15	2.02
13/09/01 end of experiment	0	0.56	1	1.28	1.58	2.19
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
07/09/01 ammonia addition	8.53	8.41	8.33	8.26	8.22	8.16
09/09/01 introduction of snails	8.48	8.33	8.3	8.16	8.15	8.03
13/09/01 end of experiment	8.25	8.23	8.17	8.1	8.06	8.08
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		94	91.7	93.7	92.7	100
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		108.4	73.5	79.5	67.6	74.7

### Experiment 10

Collection site	Enot zuqim					
Collection date	13/09/01					
Salt used for salinity adjustment	Sigma					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
21/09/01 ammonia addition	98	96.7	96.9	96.2	95.9	96.3
24/09/01 introduction of snails	80	80.8	78.5	73.8	75.8	79.5
28/09/01 end of experiment	79	80.8	78	77.2	78	79.2
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
21/09/01 ammonia addition	21.4	21.3	21.4	21.2	21.2	21.5
24/09/01 introduction of snails	22.9	22.9	22.8	22.5	22.5	22.8
28/09/01 end of experiment	23.2	23.3	23.1	22.6	22.7	23
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
21/09/01 ammonia addition	8.6	8.53	8.52	8.48	8.48	8.48
24/09/01 introduction of snails	6.75	6.81	6.62	6.29	6.43	6.73
28/09/01 end of experiment	6.62	6.76	6.55	6.54	6.6	6.66
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
21/09/01 ammonia addition	5850	5850	5860	5900	5850	5870
24/09/01 introduction of snails	5900	5890	5900	5960	5910	5920
28/09/01 end of experiment	5960	5940	5970	6040	5990	5980
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
21/09/01 ammonia addition	0	8.6	17.8	30.5	46.2	56.5
24/09/01 introduction of snails	0	8.24	16.1	28.6	43.7	53.4
28/09/01 end of experiment	0	8.2	17	28.3	41.2	50
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
21/09/01 ammonia addition	0	0.77	1.51	1.98	2.63	3.01
24/09/01 introduction of snails	0	0.74	1.19	1.63	2.33	4.55
28/09/01 end of experiment	0	0.74	1.28	1.43	2.14	2.82
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
21/09/01 ammonia addition	8.45	8.36	8.33	8.21	8.15	8.11
24/09/01 introduction of snails	8.37	8.31	8.22	8.11	8.08	8.08
28/09/01 end of experiment	8.38	8.3	8.22	8.05	8.06	8.09
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		99.5	105.6	99	94.3	93.6
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		100	107.6	87.7	91.8	62

### Experiment 11

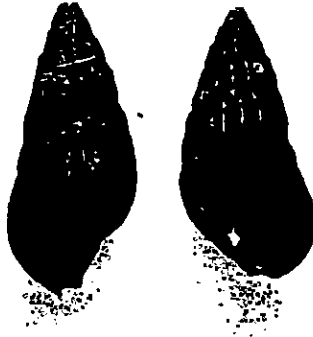
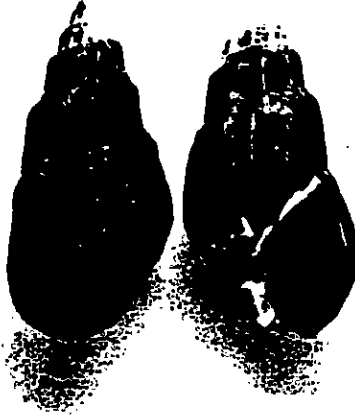
Collection site	Tanninim stream					
Collection date	10/10/01					
Salt used for salinity adjustment	Instant ocean					
oxygen % saturation	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/10/01 ammonia addition	95	95	94.8	94	94.5	94.7
14/10/01 introduction of snails	79.5	79.9	77.1	74.2	78	79.5
18/10/01 end of experiment	73.6	75	70.6	69.5	68	70.7
Temperature (°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/10/01 ammonia addition	22.1	21.9	21.9	21.7	21.8	22
14/10/01 introduction of snails	23.2	23.3	23.2	22.9	23	23.2
18/10/01 end of experiment	21.9	22.1	21.8	21.5	21.7	22
Dissolved oxygen (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/10/01 ammonia addition	8.26	8.28	8.28	8.22	8.28	8.26
14/10/01 introduction of snails	6.68	6.7	6.49	6.28	6.59	6.68
18/10/01 end of experiment	6.34	6.43	6.1	6.04	5.91	6.09
Conductivity ( $\mu\text{mho}/\text{cm}^2$ at 25°C)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/10/01 ammonia addition	4953	4950	4950	4949	4959	4950
14/10/01 introduction of snails	4990	4980	4988	5000	5000	4990
18/10/01 end of experiment	5060	5030	5060	5060	5080	5040
Total Ammonia (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/10/01 ammonia addition	0	8.39	17.8	25.3	33.8	44.6
14/10/01 introduction of snails	0	8	16.9	27.9	32.4	43.9
18/10/01 end of experiment	0	7.57	15.8	23.4	21.1	42.3
NH <sub>3</sub> (mg/l)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/10/01 ammonia addition	0	1.35	2.26	2.7	3.41	4.02
14/10/01 introduction of snails	0	1.07	1.68	2.3	2.58	3.18
18/10/01 end of experiment	0	0.78	1.19	1.39	1.83	2.6
PH	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
10/10/01 ammonia addition	8.77	8.63	8.51	8.43	8.4	8.34
14/10/01 introduction of snails	8.6	8.49	8.35	8.27	8.25	8.2
18/10/01 end of experiment	8.46	8.4	8.26	8.16	8.15	8.16
Residual TA after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		94.6	93.5	83.9	96	96.4
Residual NH <sub>3</sub> after 96h (%)	tank 1	tank 2	tank 3	tank 4	tank 5	tank 6
		72.9	70.8	60.4	70.9	81.8

Appendix 4: *Melanopsis* species (identified by H. Mienis) from test and other sites in Israel: *M. costata*, *M. buccinoidea*, *M. lampra*, *M. cerithiopsis* and *Melanopsis* sp. and hybrid *M. saulcyi*. Photographed by A. Shooove

*M. costata*  
(Kinneret)

*M. saulcyi*  
(Yarqon-artificial lake)

*M. buccinoidea*  
(Einot-Zuqim)



*M. lampra*  
(Seadia stream)

*M. cerithiopsis*  
(Harod stream)

*Melanopsis* sp.  
(Tanninim stream)