

مطالعه تئوری و تجربی اکسیژن محلول و اکسیژن خواهی بیولوژیکی رودخانه زاینده رود پس از تصفیه خانه جنوب اصفهان

سید محمد قریشی

استادیار دانشکده مهندسی شیمی - دانشگاه صنعتی اصفهان

غضنفر احسانیان

فارغ التحصیل کارشناسی ارشد دانشکده مهندسی شیمی - دانشگاه صنعتی اصفهان

(تاریخ دریافت ۷۶/۱۱/۱۶، تاریخ تصویب ۷۹/۱۲/۲۰)

چکیده

در این طرح پژوهشی وضعیت زیست محیطی رودخانه زاینده رود بصورت تئوری و تجربی مورد بررسی قرار گرفته است. به همین منظور یک مدل ریاضی دینامیک و پویا با قابلیت منظور نمودن بیش از یک منبع آلاینده برای محاسبه غلظت BOD، DO و درجه حرارت رودخانه در نقاط مختلف آن ارائه شده است. همچنین در چهار فصل سال ۱۳۷۷ اقدام به نمونه برداری از نقاط مختلف رودخانه فی مابین تصفیه خانه جنوب اصفهان و تالاب گاوخونی به مسافت ۱۲۰ کیلومتر و اندازه گیری درجه حرارت، BOD و DO نمونه های آب رودخانه گردید و با مدل ریاضی مقایسه گردید که نتایج حاصله گویای قابلیت بالای شبیه سازی رایانه ای می باشد. از مدل ریاضی تدوین شده در این طرح می توان وضعیت زیست محیطی رودخانه زاینده رود را در آینده با عنایت به توسعه صنعتی استان و کاهش بارندگی سالیانه پیش بینی نمود که مسئولین استان قادر خواهند بود با استفاده از نتایج تئوری بدست آمده در خصوص ایجاد توسعه پایدار تصمیمات لازم را اتخاذ نمایند.

واژه های کلیدی: زیست محیطی، بیولوژیک، مدل ریاضی، موازنه انرژی

مقدمه

اصفهان است که عدم تصفیه مناسب آن باعث شدت آلودگی آب رودخانه که در مناطق پائین دستی برای مصارف کشاورزی منطقه مورد استفاده قرار می گیرد، و همچنین در نهایت باعث آلودگی تالاب گاوخونی که از ارزش فوق العاده ای در منطقه به عنوان زیستگاه طبیعی بسیاری از آبزیان و پرندگان مهاجر برخوردار است، می گردد. از این رو انجام مطالعات آزمایشگاهی به منظور شناخت تأثیر میزان آلودگی گذرگاه فرعی بر رودخانه در وضعیت فعلی و پیش بینی شرایط آینده با توجه به توسعه صنعتی استان اصفهان که افزایش دبی فاضلاب تصفیه نشده اصفهان را به همراه دارد، در چارچوب یک شبیه سازی کامپیوتری در دستور کار قرار گرفت. مطالعه هیدرولوژی و شرایط زیست محیطی رودخانه از دیرباز در کشورهای

با توجه به اهمیت روزافزون رودخانه زاینده رود از لحاظ تأمین آب شرب، کشاورزی و صنعتی منطقه ضرورت مطالعه میزان آلودگی زیست محیطی آن برای ایجاد توسعه پایدار بدیهی می باشد. در راستای همین منظور در چارچوب یک طرح تحقیقاتی با همکاری شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان برای آگاهی از وضعیت آلودگی در آن بخش از رودخانه زاینده رود که فاضلاب شهری و صنعتی به آن وارد می شود، مطالعاتی تجربی و تئوری انجام گردید. با توجه به وجود گذرگاه فرعی فاضلاب که بدون تصفیه از تصفیه خانه جنوب اصفهان به رودخانه جاری می شود، مسیر رودخانه پس از ریزشگاه فاضلاب تصفیه خانه جنوب به عنوان محل مورد مطالعه این طرح انتخاب گردید. گذرگاه فرعی فاضلاب فوق الذکر با توجه به نسبتاً بالای محتوی فاضلاب صنایع مختلف

استفاده می شود. شرط اولیه به شرح ذیل می باشد:

$$IC : \text{at } t=0 \text{ and } x = -x_1 \rightarrow C_{O_2} = C_{O_2}$$

غلظت اکسیژن در آب رودخانه به عنوان شرط اولیه در بالا دست ورودی منبع آلاینده اندازه گیری می شود. شرط مرزی یک در محل ورودی فاضلاب منبع آلاینده به رودخانه قرار دارد:

$$BC1 : \text{at } x=0 \rightarrow A: \text{ pulse input}$$

یا

$$B : \text{ step input}$$

یا

$$C: \text{ Rectangular pulse input}$$

یا

$$D: \text{ periodic input}$$

$$BC2 : \text{at } X = L \rightarrow C_{O_2} = (C_{O_2})_L$$

غلظت اکسیژن در آب رودخانه در انتهای مسیر $(C_{O_2})_L$ اندازه گیری می شود. چهار شرط مرزی عمده در محل ورودی فاضلاب منابع آلاینده به رودخانه با وضعیت واقعی فاضلاب ورودی مقایسه شده و از یکی از چهار مورد A, B, C, و یا D که با شرایط واقعی مطابقت دارد، استفاده خواهد شد.

موازنه BOD (اکسیژن خواهی بیولوژیکی) در آب رودخانه

بر اساس معادله موازنه جرم روش مورد استفاده برای موازنه DO، معادله دیفرانسیل ذیل برای پارامتر BOD حاصل می شود.

$$\frac{\delta BOD}{\delta t} = D_x \frac{\delta^2 BOD}{\delta x^2} - U \frac{\delta BOD}{\delta x} - k_b BOD - k_d BOD \quad (3)$$

معادله موازنه BOD دارای شرایط یک بعدی در طول رودخانه و حالت ناپایدار و دینامیک است که برای حل آن از دو شرط مرزی و یک شرط اولیه استفاده می شود.

$$IC : \text{at } t=0 \text{ and } x = -x_1 \rightarrow BOD = BOD_0$$

میزان اکسیژن مورد نیاز واکنش اکسیداسیون بیولوژیکی در آب رودخانه در بالا دست ورودی منابع آلاینده بعنوان

شرط اولیه اندازه گیری می شود. شرط مرزی یک (BC1) در محل ورودی فاضلاب منابع آلاینده به رودخانه همان

توسعه یافته صنعتی به منظور جلوگیری از ایجاد وضعیت بحرانی رواج داشته است. در این زمینه می توان به مطالعات انجام شده توسط تامان ومولر [۱]، بروک [۲]، جیمز [۳]، تامان [۴]، ویپل [۵]، براون [۶]، اردمن وهیکاک [۷]، بیروز [۸]، دیوج [۹]، کلیولند [۱۰]، وو و آلت [۱۱]، چاپراو دی تورو [۱۲]، اوکانر [۱۳]، اربابی و همکاران [۱۴] و رینالدی [۱۵] اشاره نمود.

طراحی مدل ریاضی رودخانه زاینده رود موازنه اکسیژن محلول در آب رودخانه (DO)

موازنه جرم برای حجم پوسته در نظر گرفته شده در رودخانه بر اساس قانون بقا جرم منتج به معادله ذیل می شود:

$$\frac{\delta C_{O_2}}{\delta t} = D_x \frac{\delta^2 C_{O_2}}{\delta x^2} - U \frac{\delta C_{O_2}}{\delta x} + k_2(C_s - C_{O_2}) + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) - k_1 L - k_4/d - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 \quad (1)$$

معادله (۱) دارای شرایط یک بعدی در طول رودخانه، حالت ناپایدار و دینامیک می باشد. ضرایب پراکندگی در جهت عرض و عمق ناچیز و مساوی صفر فرض می شود و در جهت طول رودخانه آن را ثابت در نظر گرفته و مقدار آن از فرمول زیر محاسبه می شود [۳].

$$D_x = 22.6nUH^{5/6} \quad n=0.1 \quad (2)$$

لازم بذکر است که با در نظر گرفتن شرایط واقعی رودخانه در مورد پارامترهایی همانند غلظت اکسیژن در آب (C_{O_2}) و سرعت آب رودخانه (U)، فرضیاتی قابل قبول به شرح ذیل در معادله (۱) استفاده شده است.

۱- تغییرات غلظت اکسیژن در آب را در جهت های عرض

و عمق رودخانه ناچیز فرض کرده در نتیجه ترمهای $\frac{\delta C_{O_2}}{\delta z} = 0, \frac{\delta C_{O_2}}{\delta y} = 0$ مورد استفاده قرار می گیرند.

۲- میانگین سرعت آب رودخانه که در مناطق مختلف اندازه گیری شده است، در رابطه استفاده می شود. برای حل معادله (۱) از دو شرط مرزی و یک شرط اولیه

صورت نمی گیرد که البته این فرضیات با واقعیات رودخانه ها بخصوص در حوالی ورودی فاضلاب از منابع آلاینده اختلاف زیادی دارد و بهمین علت وجه تمایز مدل ریاضی این طرح با مدل‌های موجود منظور نمودن چهار شرط مرزی عمده (D,C,B,A) برای شرایط واقعی فاضلاب ورودی به رودخانه می باشد.

برنامه کامپیوتری برای حل معادلات سیستم

با استفاده از روش کرنک نیکلسون و یک برنامه کامپیوتری به زبان C شبیه سازی رودخانه تدوین گردید. این برنامه دارای قابلیت‌های زیر می باشد:

- ۱- محاسبه BOD در طول رودخانه بامدل ریاضی
- ۲- محاسبه DO در طول رودخانه بامدل ریاضی
- ۳- محاسبه درجه حرارت در طول رودخانه بامدل ریاضی
- ۴- محاسبه بارهای اضافی که در طول رودخانه در حال حاضر و در آینده به آن وارد می شود.

روش های آزمایشگاهی

تعیین مناطق نمونه برداری

ضمن بازدید از تصفیه خانه جنوب اصفهان و بررسی های انجام شده در خصوص شرایط فیزیکی سیستم جمع آوری و تخلیه فاضلاب به رودخانه و مناطق اطراف تصفیه خانه، اساس کار نمونه برداری در چهار فصل سال و در راستای اندازه گیری پارامترهای مورد نیاز مدل ریاضی، بر سه قسمت عمده به شرح ذیل قرار گرفت:

- ۱- نمونه برداری از آب رودخانه قبل از تصفیه خانه جنوب اصفهان به عنوان مناطق بالا دستی که در مدل ریاضی تحت شرایط اولیه آب مورد استفاده قرار گرفت. ۲- نمونه برداری از محل ریزشگاه مجموعه فاضلاب تصفیه شده و تصفیه نشده از تصفیه خانه به رودخانه که در مدل ریاضی به عنوان شرط مرزی یک مورد استفاده قرار گرفت. ۳- نمونه برداری از آب رودخانه در مناطق پایین دست ریزشگاه تصفیه خانه جنوب اصفهان در مناطق مختلف در طول رودخانه که به عنوان شرط مرزی دو در مدل ریاضی کاربرد دارد. بار آلودگی منابع آلاینده در جداول (۱) و (۲) نشان داده شده است.

شرط مرزی است که برای معادله موازنه اکسیژن محلول ذکر شد و شرط مرزی دو (BC2) در انتهای مسیر به شرح ذیل می باشد.

$$BC2 : \quad \text{at } x = L \rightarrow BOD = (BOD)_L$$

میزان اکسیژن مورد نیاز واکنش اکسیداسیون بیولوژیکی مواد آلی در انتهای مسیر آب رودخانه $(BOD)_L$ اندازه گیری می شود.

موازنه انرژی (آلودگی حرارتی)

فرم کلی موازنه حرارتی به شکل ذیل می باشد:

$$\frac{\delta T}{\delta t} = D_L \frac{\delta^2 T}{\delta x^2} - U \frac{\delta T}{\delta x} + \frac{H_N}{\rho c d} \quad (4)$$

معادله موازنه انرژی دارای شرایط یک بعدی در طول رودخانه، حالت ناپایدار و دینامیک است که حل آن مستلزم داشتن دو شرط مرزی و یک شرط اولیه است.

$$IC : \quad \text{at } t = 0 \quad \text{and } x = -x_1 \rightarrow T = T^0$$

درجه حرارت آب رودخانه در بالا دست ورودی فاضلاب منبع آلاینده بعنوان شرط اولیه اندازه گیری می شود. شرط مرزی (۱) در محل ورودی فاضلاب منبع آلاینده به رودخانه و شرط مرزی (۲) در انتهای مسیر به شرح ذیل می باشد.

$$BC1 : \quad \text{at } x = 0 \rightarrow T = T_1$$

$$BC2 : \quad \text{at } x = L \rightarrow T = T_2$$

تفاوت‌های عمده مدل ریاضی این مطالعه با مدل‌های موجود مانند WASP, Streeter-Phelps, Oxygen Sag Model و QUAL2E در موارد ذیل می باشد: (۱) این مدل در شرایط ناپایدار طراحی شده است که امکان محاسبه پارامترهای زیست محیطی در شرایط مختلف زمانی پس از تخلیه فاضلاب از یک منبع آلاینده که زمان صفر منظور می شود، را دارا می باشد؛ (۲) در مدل‌های موجود فرض شده است که فاضلاب خروجی از منابع آلاینده بطور یکسان در سطح مقطع رودخانه توزیع می شود و همچنین با در نظر گرفتن جریان آرام برای آب رودخانه در مدل OSM فرض می شود که هیچ گونه مخلوط شدن فاضلاب در جهات طول، عرض و عمق رودخانه

جدول ۱: دبی و BOD منابع آلاینده و فاصله آنها از تصفیه خانه جنوب اصفهان.

منبع آلاینده W_i	دبی فاضلاب (m^3/day)	غلظت آلودگی (mg/l)	فاصله از تصفیه خانه جنوب (m)
کشتارگاه مرغ قاسمی W_2	۸۹/۸۵	۱۵۰۰	۱۷۵۰
کشتارگاه مرغ عباسی W_3	۸۹/۸۵	۱۵۰۰	۳۰۰۰
زهکش شاه کرم W_4	-	-	۳۳۵۰۰
فاضلاب شریف آباد واژیه W_5	۷۱۵/۴	۲۵۰	۵۰۲۵۰
فاضلاب ورزنه W_6	۱۳۵۴/۸	۲۲۸	۹۴۰۰۰

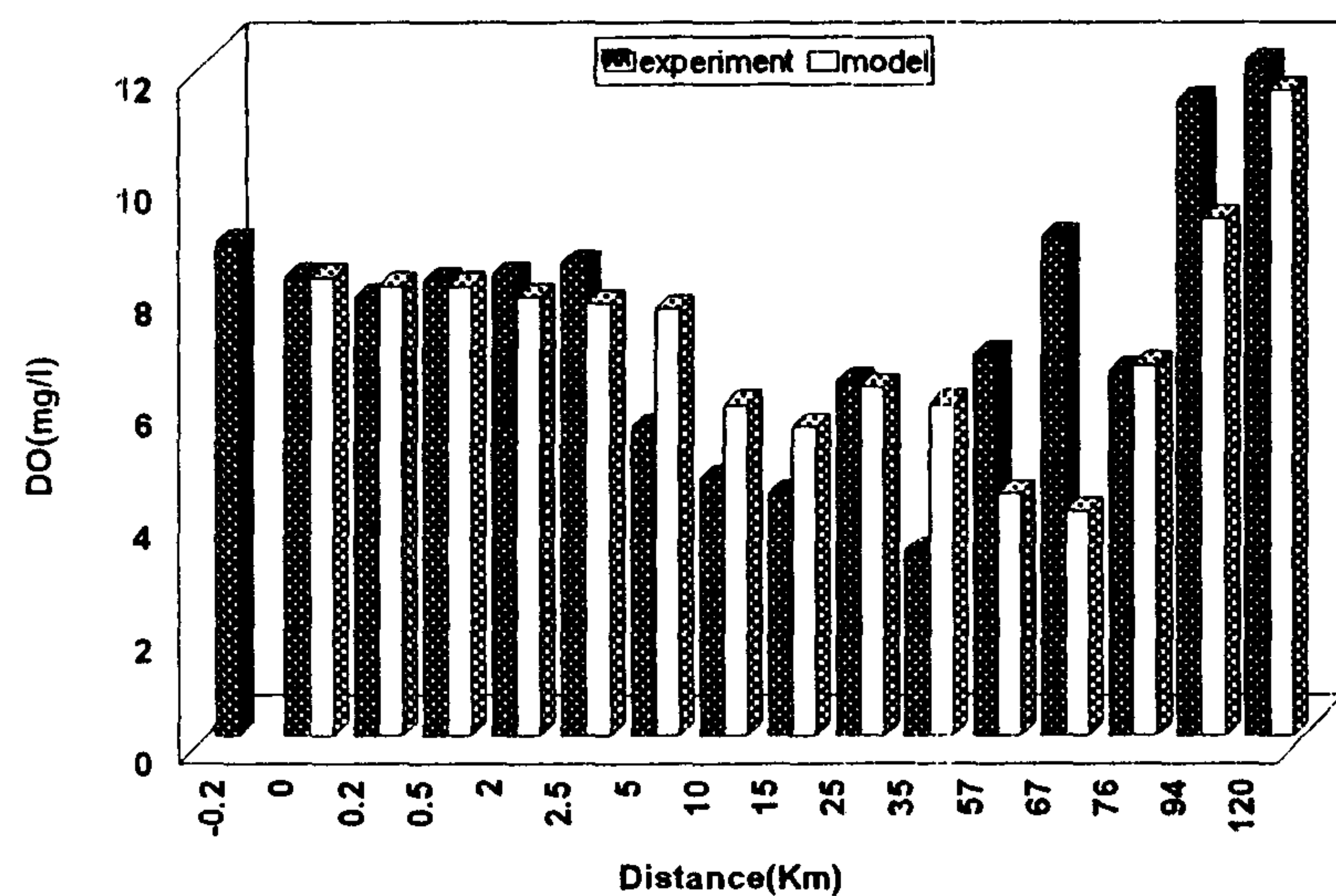
جدول ۲: دبی، BOD، DO و درجه حرارت متوسط اندازه گیری شده فاضلاب تصفیه خانه جنوب اصفهان.

درجه حرارت ($^{\circ}C$)	دبی (m^3/day)	DO(mg/l)	غلظت آلودگی (mg/l)	
۲۱	۱۳۰۹۰۰	۴/۵	۱۴۰	بهار
۲۴/۶	۱۲۶۰۹۶	۴	۸۸	تابستان
۲۴/۳	۱۴۵۰۰۰	۴	۸۹/۳	پائیز
۱۲/۸	۱۱۶۰۰۰	۸/۷	۱۲۳	زمستان

جدول ۳: سرعت و عمق آب رودخانه در چهار فصل.

زمستان		پائیز		تابستان		بهار		محل اندازه گیری مسافت (متر)
سرعت (m/s)	عمق (m)	سرعت (m/s)	عمق (m)	سرعت (m/s)	عمق (m)	سرعت (m/s)	عمق (m)	
۰/۳۵	۰/۵۱	۰/۲۸	۰/۴۸	۰/۳	۰/۱۵	۰/۱۵۲	۰/۱۶	۰
۰/۲۸	۰/۶۳	۰/۲۲	۰/۱۶	۰/۲۲	۰/۱۶۳	۰/۱۴۷	۰/۱۷۲	۵۰۰
۰/۴	۰/۵۷	۰/۲۸	۰/۵۵	۰/۲۸	۰/۱۵۸	۰/۱۶۱	۰/۱۶۲	۵۰۰۰
۰/۶۱	۰/۱۵	۰/۴۲	۰/۵۱	۰/۲۸	۰/۱۵۲	۰/۱۷۵	۰/۱۶	۱۰۰۰۰
۰/۳۴	۰/۶۲	۰/۲۷	۰/۶۱	۰/۲۷	۰/۱۶	۰/۱۵۷	۰/۱۷۲	۲۵۰۰۰
۰/۵۳	۰/۴۳	۰/۴۲	۰/۱۴	۰/۴	۰/۱۴	۰/۱۷۴	۰/۱۴۵	۳۵۰۰۰
۰/۵۶	۰/۷	۰/۴۲	۰/۷۱	۰/۴	۰/۱۸	۰/۱۵۶	۱/۱	۵۷۰۰۰
۰/۶۸	۰/۷۲	۰/۵۴	۰/۶۸	۰/۴۸	۰/۱۷۱	۰/۱۷۶	۰/۱۹۴	۷۶۰۰۰
۰/۶۶	۰/۸۸	۰/۴۸	۰/۹۲	۰/۴۵	۰/۱۹	۰/۱۶۹	۱/۲	۹۴۰۰۰

گرم بر لیتر است و با توجه به نتایج تجربی به جزیک نقطه که DO ، حدود چهار میلی گرم بر لیتر است چندان وضعیت بحرانی ندارد و دلیل اصلی این موضوع ناشی از دبی بالای رودخانه در این فصل بوده است . نمودار (۱) همچنین نشان می دهد که نتایج شبیه سازی DO بانتهای تجربی مطابقت بسیار نزدیکی ($\pm 5/5\%$) بین کیلومترهای صفر الی پنج وهفتادوشش الی صدویست داشته و در نقاط دیگر نظیر کیلومترهای سی و پنج الی شصت وهفت این تطابق نزدیک مشاهده نمی شود که علت اصلی اختلاف مشاهده شده عدم دسترسی و اندازه گیری میزان بار آلودگی زهکش شاه کرم و در نتیجه عدم احتساب آن در مدل و شبیه سازی کامپیوتری است.



شکل ۱ : مقایسه نتایج تجربی و تئوری DO آب رودخانه در فصل بهار.

در شکل (۲) مقایسه نتایج تجربی و تئوری DO آب رودخانه در فصل تابستان مشاهده می شود . در این فصل از کیلومتر یک تا حدود کیلومتر پانزده رودخانه دارای وضعیت بحرانی است و غلظت اکسیژن محلول در رودخانه کمتر از پنج میلی گرم بر لیتر می باشد و از کیلومتر ۳۵ تا ۶۰ نیز نزدیک به حالت بحرانی است. در بقیه مسیر رودخانه وضعیت حادی وجود ندارد و غلظت اکسیژن محلول در آب از کیلومتر هفتاد تا پایان مسیر افزایش قابل ملاحظه ای یافته و تا حد ۱۱ میلی گرم در لیتر در ورزنه گزارش شده است . شکل (۲) تطابق بسیار نزدیک ($\pm 5/5\%$) نتایج تجربی بانتهای شبیه سازی در تمام طول مسیر به جز کیلومتر ۱۰ رانشان می دهد که می تواند به

تعیین دبی و سرعت آب رودخانه

با استفاده از فرمول موازنه جرم (۵) در محل ورود فاضلاب تصفیه خانه جنوب به رودخانه و با جایگزینی نتایج آزمایشگاهی برای پارامترهای مختلف در آن، دبی بالادست تصفیه خانه محاسبه می شود و سپس با جمع نمودن Q_u و Q_w ، میزان دبی کل آب رودخانه (Q) حاصل می گردد.

$$Q_u = Q_w(L_0 - L_w) / (L_u - L_0) \quad (5)$$

با اندازه گیری عمق و عرض متوسط درنه نقطه رودخانه و محاسبه سطح مقطع و با داشتن دبی رودخانه از رابطه $Q = Au$ ، سرعت متوسط آب رودخانه در مناطق مختلف تعیین گردیده است. جدول (۳) سرعت و عمق آب رودخانه در چهار فصل را نشان می دهد.

روشهای نمونه برداری و اندازه گیری

در چهار فصل سال نمونه گیری از آب رودخانه در مناطق مختلف انجام و در همان محل بوسیله دستگاه اکسیژن سنج مقدار اکسیژن محلول و درجه حرارت نمونه ها تعیین گردید. اندازه گیری BOD در همان روز نمونه برداری در آزمایشگاه تصفیه خانه شمال اصفهان انجام گردید. مقادیر آزمایشگاهی DO ، BOD و درجه حرارت ، متوسط سه اندازه گیری با بدترین درصد خطا $\pm 5/6\%$ بصورت انحراف معیار^۱ میباشد. زمانهای نمونه برداری بین ساعات ده صبح الی سه بعد از ظهر در یکی از روزهای هفته بصورت نامنظم برای چهار هفته در ماه انجام گردید و نتایج حاصله در هر فصل میانگین سه ماهه میباشد.

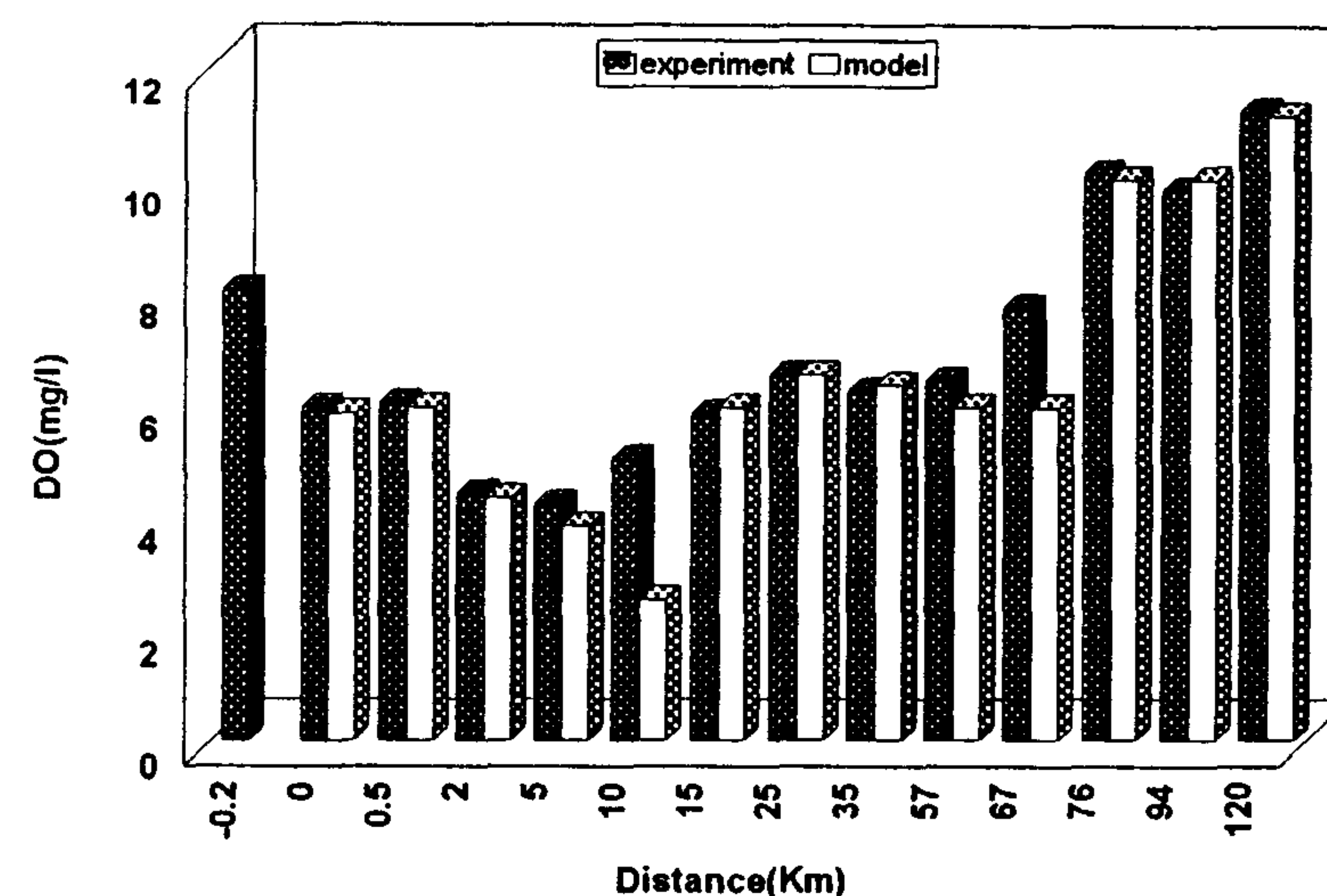
نتایج و بحث

نتایج تجربی و تئوری DO

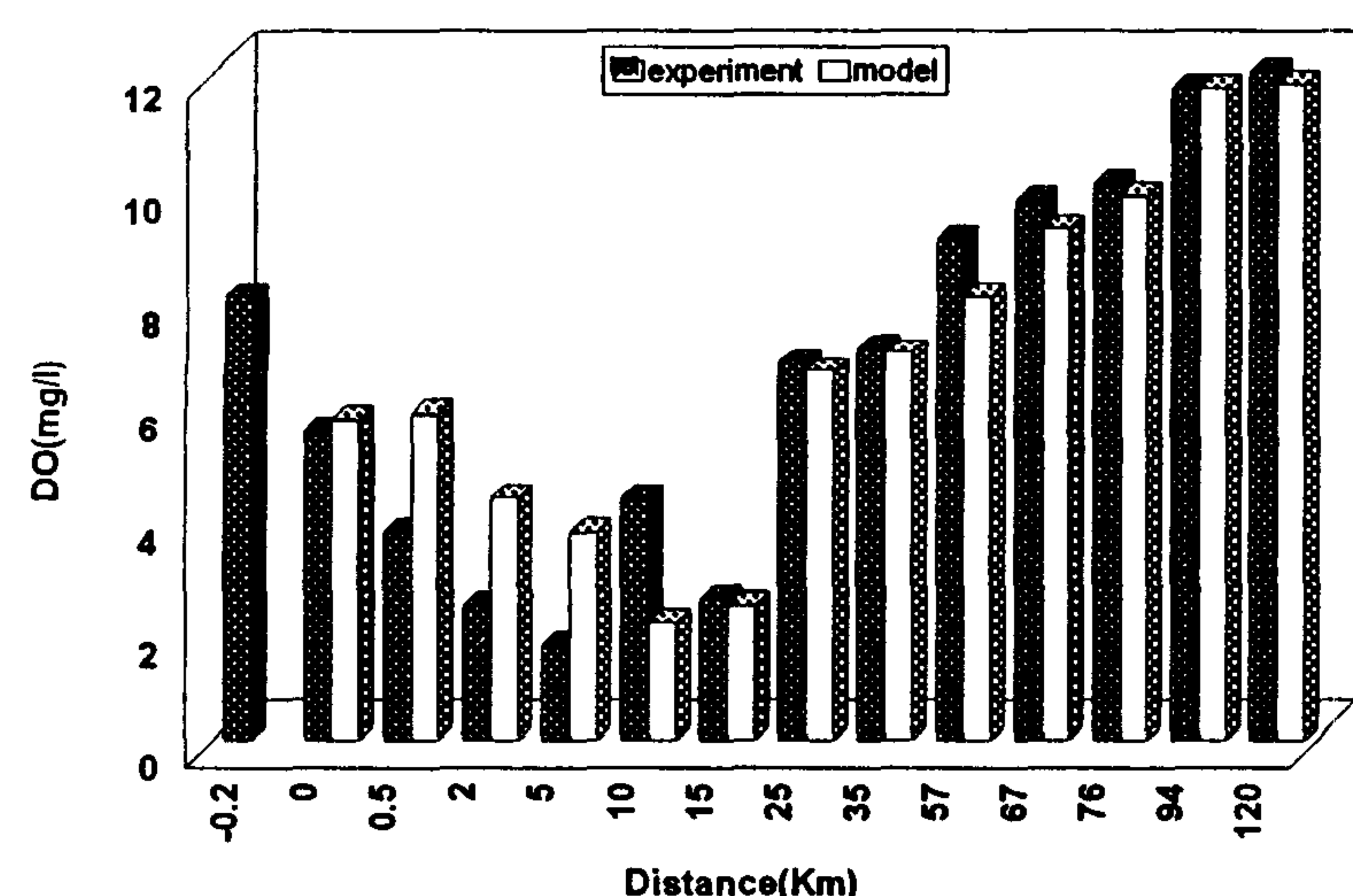
در شکل (۱) مقایسه نتایج تجربی DO با نتایج حاصله از مدل ریاضی در فصل بهار مشاهده می شود. نمودار فوق الذکر نشان می دهد که رودخانه از کیلومتر ده تا حدود کیلومتر شصت دارای DO حدود پنج میلی

علت خطای آزمایشگاهی باشد.

رودخانه مشاهده نمی شود و قبل از ریزش فاضلاب از تصفیه خانه، غلظت اکسیژن حدود ۱۲ میلی گرم برلیتر است و سپس در کیلومترهای پنج و پانزده کاهش نسبی غلظت اکسیژن مشاهده می شود که البته در تمام مناطق DO آب بالاتر از حد استاندارد قرار دارد. نتایج مدل ریاضی بجز در کیلومترهای پنج، ده و سی و پنج بسیار نزدیک ($\pm 5/5\%$) به نتایج تجربی پیش بینی شده است. با توجه به نمودارهای DO در چهار فصل مشاهده می شود که مدل عددی ارائه شده با نتایج تجربی تطابق خوبی دارد که گویای پیش بینی مناسب شرایط واقعی رودخانه از لحاظ هیدرولوژی و شرایط اولیه و مرزی در مدل ریاضی می باشد.



شکل ۲: مقایسه نتایج تجربی و تئوری DO آب رودخانه در فصل تابستان.



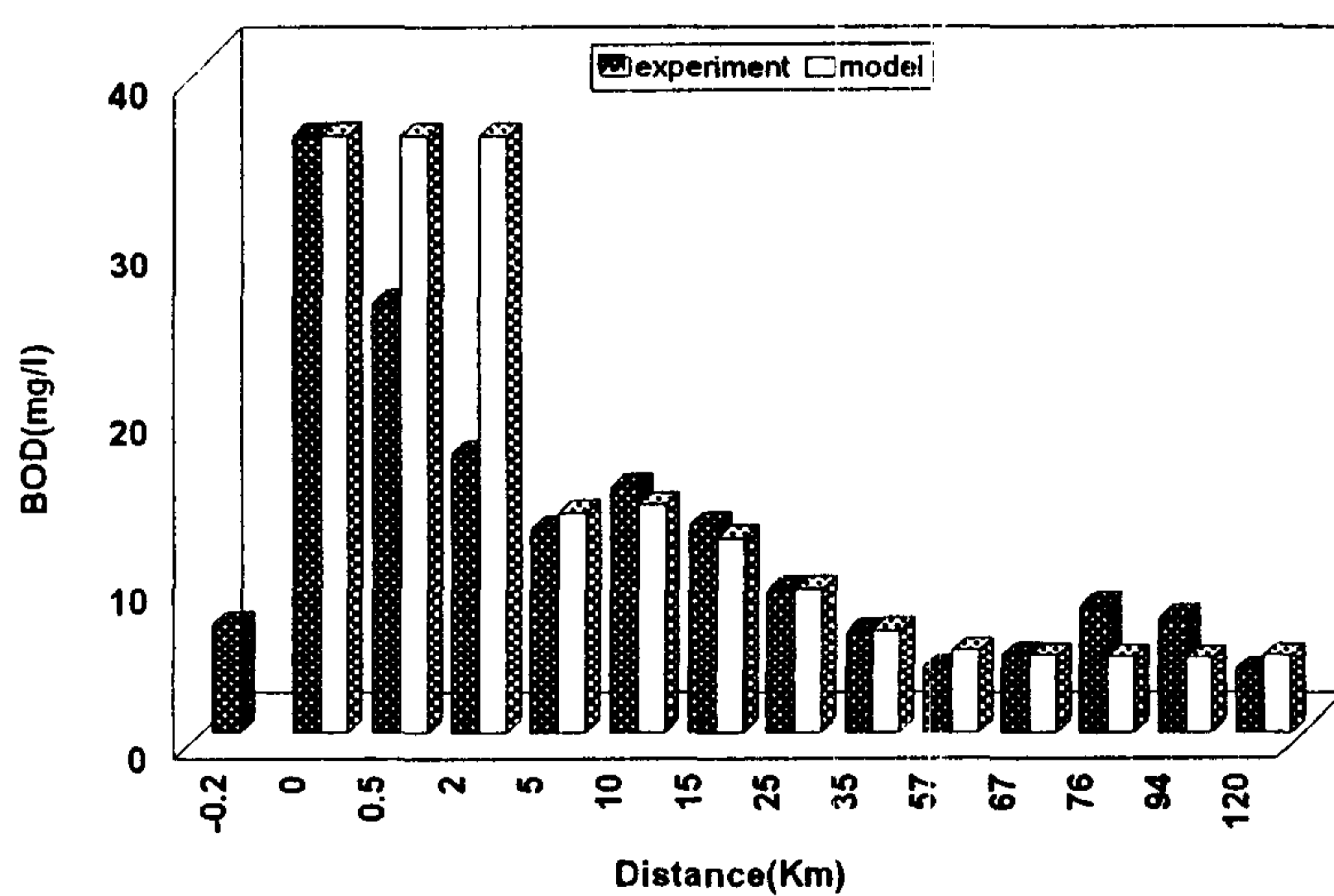
شکل ۳: مقایسه نتایج تجربی و تئوری DO آب رودخانه در فصل پاییز.

نتایج تجربی و تئوری BOD

شکل‌های (۵) تا (۸) نتایج مربوط به BOD را در چهار فصل نشان می دهند. در هر چهار فصل نتایج عددی و تجربی بجز پنج کیلومتر اول تطابق خوبی ($\pm 9/5\%$) نشان می دهند. دلیل اختلاف در پنج کیلومتر اول می تواند ناشی از این مسئله باشد که قسمت قابل توجهی از مواد مصرف کننده اکسیژن درون فاضلاب در بستر رودخانه رسوب می کنند و در نتیجه BOD محلول در آب رودخانه افت قابل توجهی دارد. همچنین در تمام فصول سال آلودگی آب از کیلومتر ۳۵ به بعد تقریباً به زیر ۱۰ میلی گرم برلیتر می رسد و وضعیت رودخانه حالت قابل قبولی برای حیات آبریان دارد.

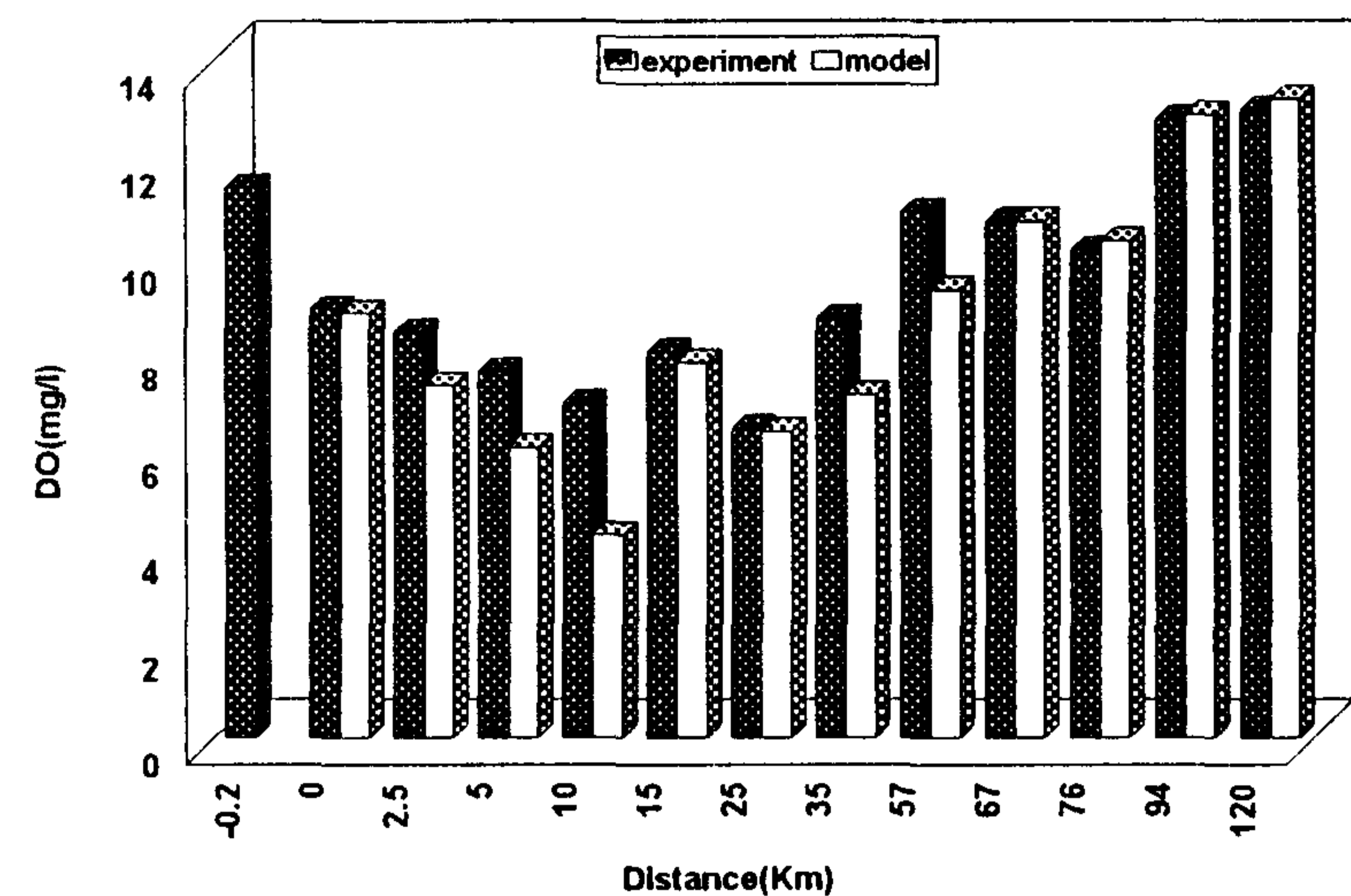
در شکل (۳) مقایسه نتایج DO تجربی و شبیه سازی آب رودخانه در فصل پائیز مشاهده می شود. براساس نتایج آزمایشگاهی، رودخانه از کیلومتر نیم تا حدود کیلومتر ۲۰ دارای وضعیت بحرانی می باشد و غلظت اکسیژن به کمتر از حد استاندارد (۵ میلی گرم در لیتر) کاهش یافته است. از کیلومتر ۲۵ تا پایان مسیر نمونه برداری، ظرفیت بالای خود پالایش رودخانه و کم تأثیر بودن منابع آلاینده پایین دستی رودخانه باعث افزایش اکسیژن محلول در آب شده است به نحوی که میزان DO به حد ۱۲ میلی گرم در لیتر در محل نمونه برداری ورزنه رسیده است و مشاهدات عینی مبنی بر وجود ماهی و دیگر آبریان مؤید وضعیت مناسب آب رودخانه در آن مناطق می باشد. نتایج حاصله از شبیه سازی کامپیوتری به جز در کیلومترهای نیم الی ده که تفاوتی نسبی را با نتایج آزمایشگاهی نشان می دهد در بقیه مناطق از مطابقت بسیار نزدیکی برخوردار است. تفاوت مشاهده شده در اوایل مسیر نمونه برداری می تواند به علت عدم اختلاط کامل فاضلاب تخلیه شده از منبع آلاینده ۱ با آب رودخانه که باعث ایجاد خطا در تعیین دقیق میزان آزمایشگاهی آلودگی می شود، باشد. مقایسه نتایج تجربی و تئوری DO رودخانه در فصل زمستان در شکل (۴) نشان داده شده است. در این فصل به علت پائین بودن دما که تأثیر مستقیم بر افزایش حلالیت اکسیژن در آب دارد، وضعیت نا مطلوبی در طول

۷ (mg/l) به ۳۶ (mg/l) می رسد. در این فصل به دلیل کمتر بودن دبی نسبت به فصل بهار، غلظت آلودگی بیشتری در رودخانه مشاهده می شود. BOD رودخانه بعد از ورود فاضلاب بر اثر خود پالایشی رودخانه شروع به کاهش کرده و در دو نقطه اندک افزایشی در BOD مشاهده می شود که مربوط به ورودیهای فاضلاب از منابع آلاینده نظیر اژیبه و فارفان می باشد. در این فصل نیز نتایج پیش بینی شده توسط مدل ریاضی در دو کیلومتر اول به مسیر بالاتر از میزان آزمایشگاهی است که رسوب مواد علت این تفاوت می باشد. از کیلومتر دو به بعد شبیه سازی کامپیوتری نتایج بادقت بسیار بالا (۵/۵٪) را در مقایسه با نتایج واقعی پیش بینی نموده است. در شکل (۷) نتایج BOD فصل پائیز مشاهده می شود. در این فصل نیز به دلیل کم بودن دبی رودخانه نسبت به فصل بهار، BOD رودخانه بعد از ورود فاضلاب از ۳ (mg/l) به حدود ۳۵ (mg/l) می رسد و بعد از آن در طول رودخانه شروع به کاهش می کند.

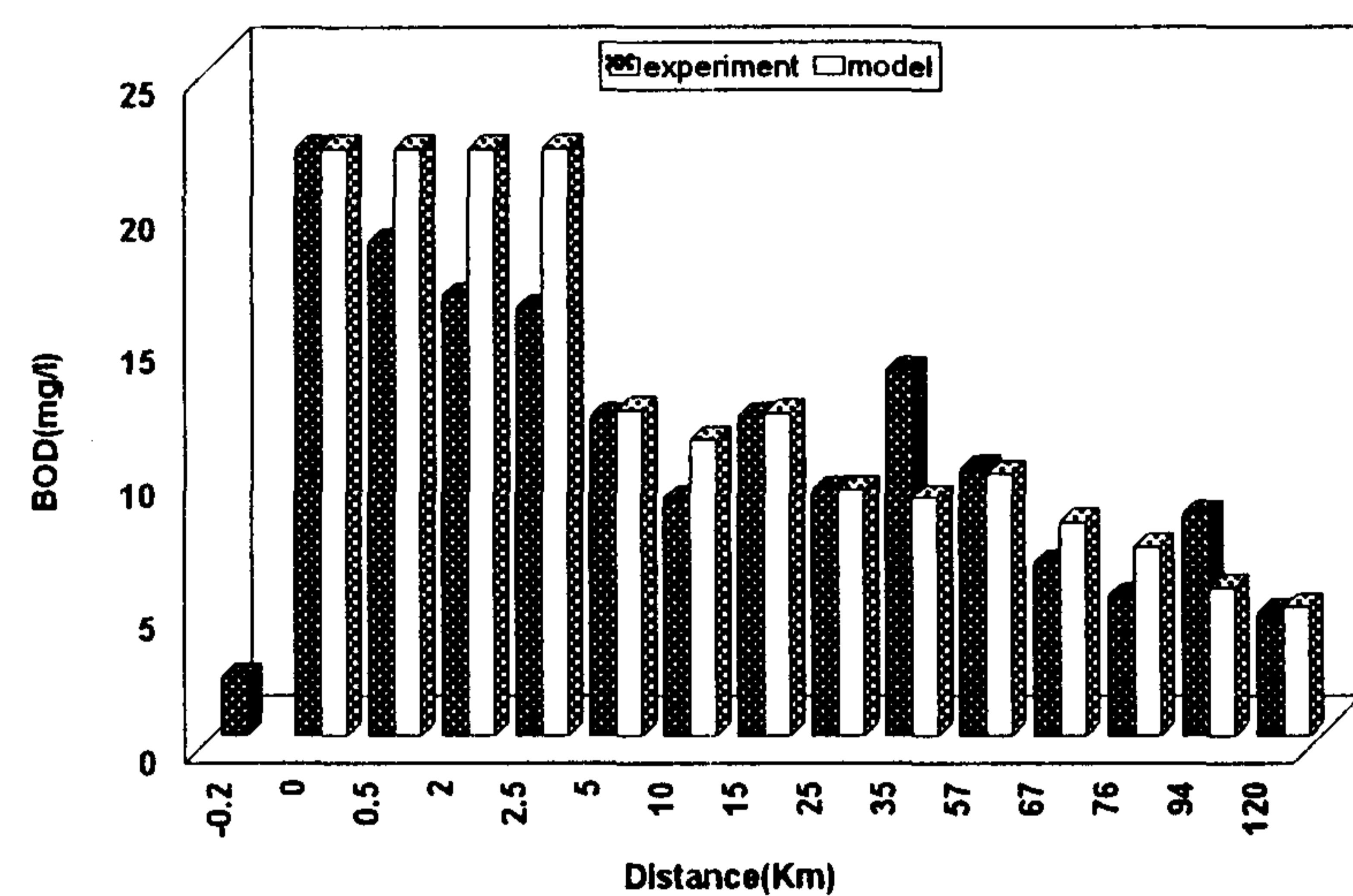


شکل ۶: مقایسه نتایج تجربی BOD آب رودخانه در فصل تابستان.

در این فصل نیز در مناطق اژیبه و فارفان اندک افزایش جزئی در BOD مشاهده می شود که مربوط به ورود فاضلاب از آن مناطق به رودخانه می باشد. در این فصل نیز مانند فصل تابستان و بهار در دو کیلومتر اول به مسیر نتایج پیش بینی شده روش عددی بالاتر از میزان آزمایشگاهی می باشد و پس از آن نتایج مدل با نتایج تجربی مطابقت



شکل ۴: مقایسه نتایج تجربی و تئوری DO آب رودخانه در فصل زمستان.



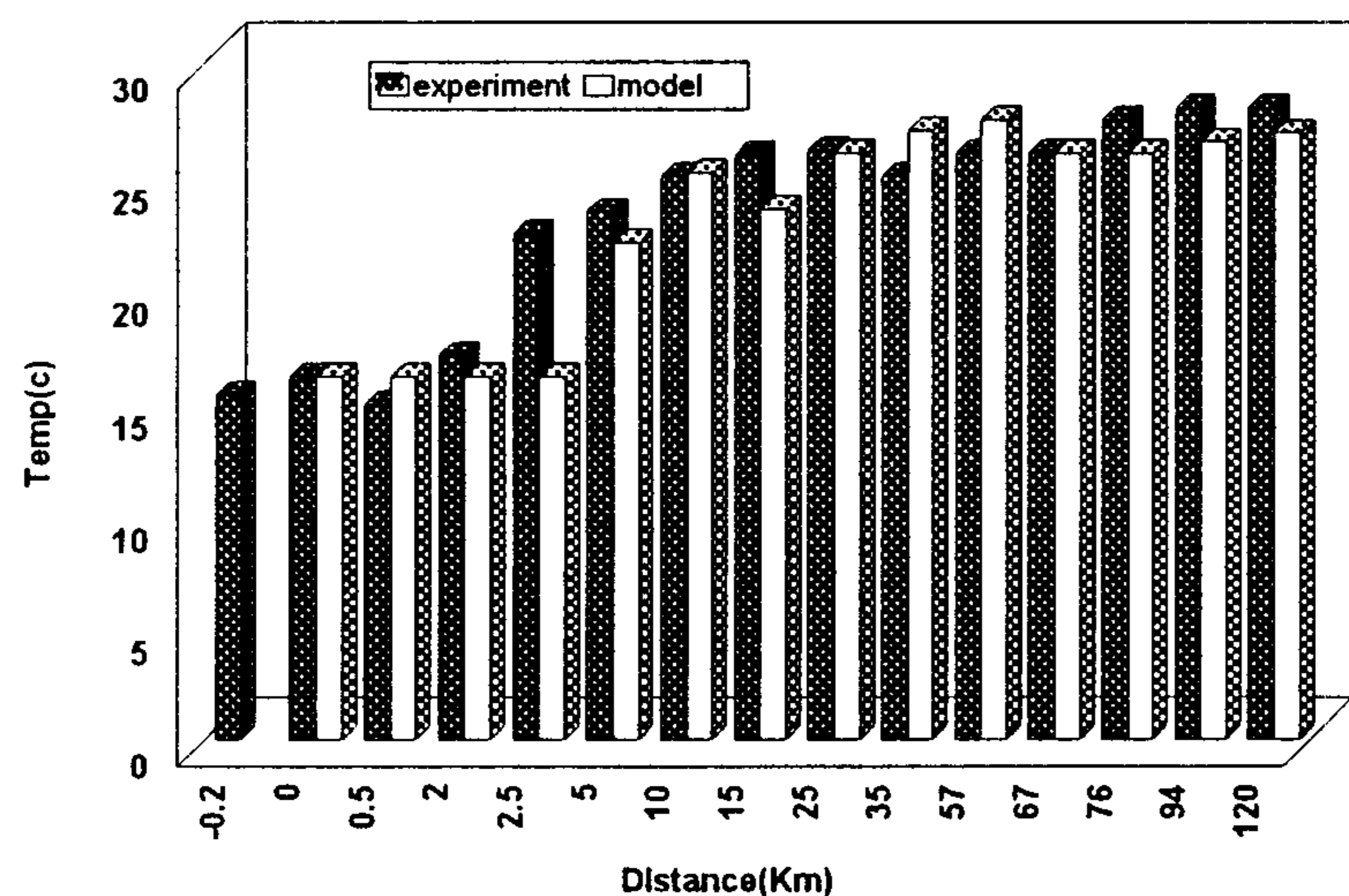
شکل ۵: مقایسه نتایج تجربی BOD آب رودخانه در فصل بهار.

در شکل (۵) مقایسه نتایج آزمایشگاهی و عددی فصل بهار دیده می شود. همانگونه که مشاهده می شود پس از ورود فاضلاب تصفیه خانه جنوب به یکباره BOD رودخانه از ۲/۲ (mg/l) به ۲۲ (mg/l) می رسد و آلودگی رودخانه ده برابر می گردد. از این نقطه به بعد تا کیلومتر ۲۵ BOD، شروع به کاهش می کند بطوری که بار آلودگی رودخانه به حدود نصف می رسد. نتایج حاصله از روش عددی درسی و پنج کیلومتری مسیر در حدود ۳۰٪ با نتایج تجربی اختلاف دارد که علت اصلی آن رسوب مواد مصرف کننده اکسیژن در بستر رودخانه می تواند باشد.

در شکل (۶) مقایسه نتایج تجربی و تئوری BOD رودخانه در فصل تابستان مشاهده می شود. در این فصل نیز به هنگام ریزش فاضلاب تصفیه خانه، بار آلودگی از حدود

نتایج تجربی و تئوری دما

در شکل‌های (۹) تا (۱۲) نتایج مربوط به درجه حرارت رودخانه زاینده رود در چهار فصل مشاهده می‌شود. در فصل‌های بهار و تابستان نتایج تجربی و عددی تطابق بسیار خوبی با هم دارند و در فصل‌های پاییز و زمستان نیز نتایج باهم تطابق نسبتاً خوبی دارند. از دلایل تطابق خوب نتایج تجربی و عددی می‌توان به پیش بینی مناسب پارامترهای فیزیکی رودخانه در فرضیات مورد استفاده موازنه انرژی مدل ریاضی اشاره نمود. همچنین با استفاده از روش حداقل مربعات و اندازه‌گیری آزمایشگاهی BOD، ثابت واکنش بیولوژیکی در چهار فصل اندازه‌گیری گردید که در شکل (۱۳) نشان داده شده است. همانگونه که در شکل مشاهده می‌شود ثابت واکنش در فصل تابستان به طور متوسط از دیگر فصول بیشتر است و دلیل عمده این مسئله به درجه حرارت آب رودخانه مرتبط می‌شود. همچنین در فصل زمستان نیز ثابت سرعت واکنش تا حدودی از دیگر فصول کمتر است.

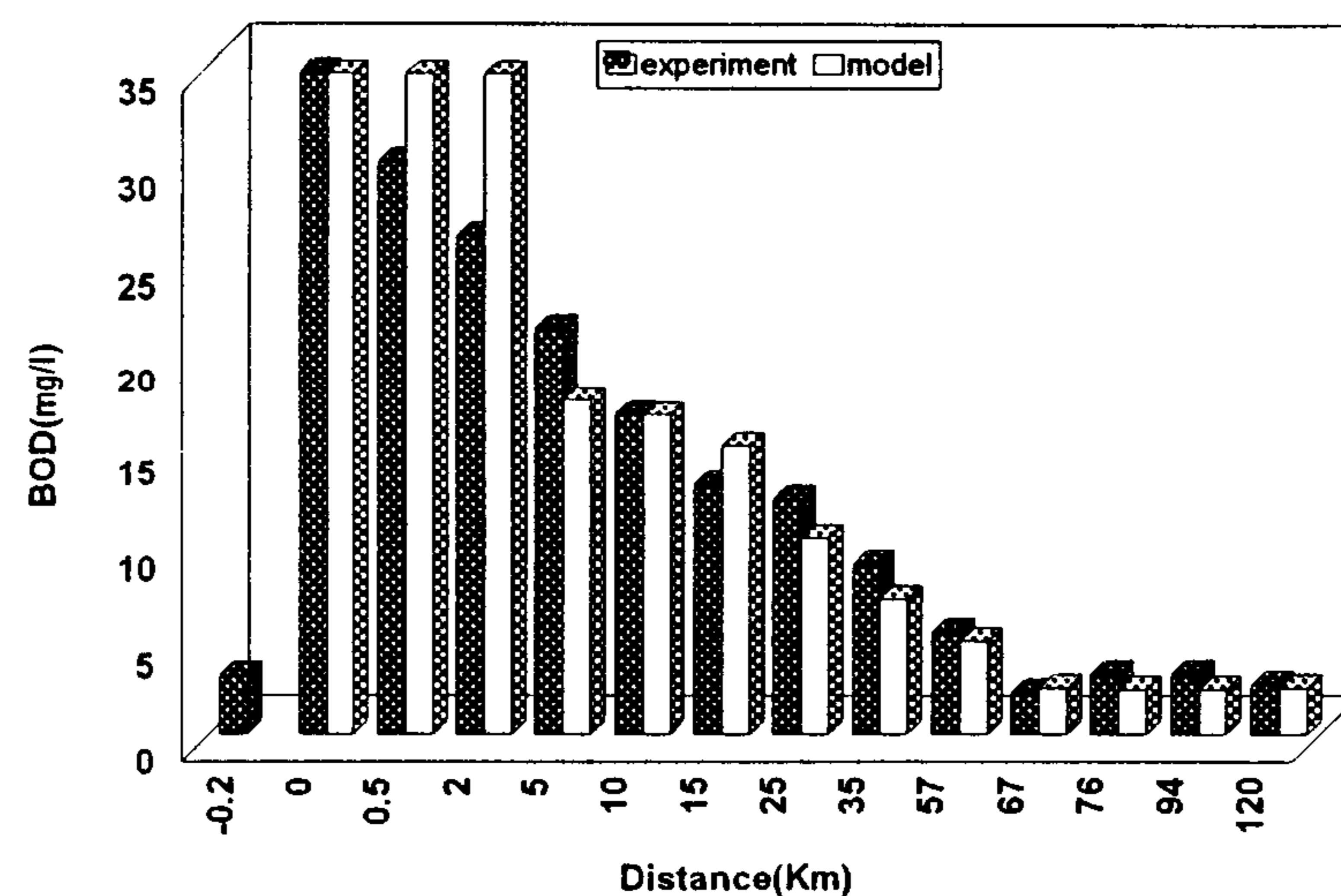


شکل ۹: مقایسه نتایج تجربی و تئوری درجه حرارت آب رودخانه در فصل بهار.

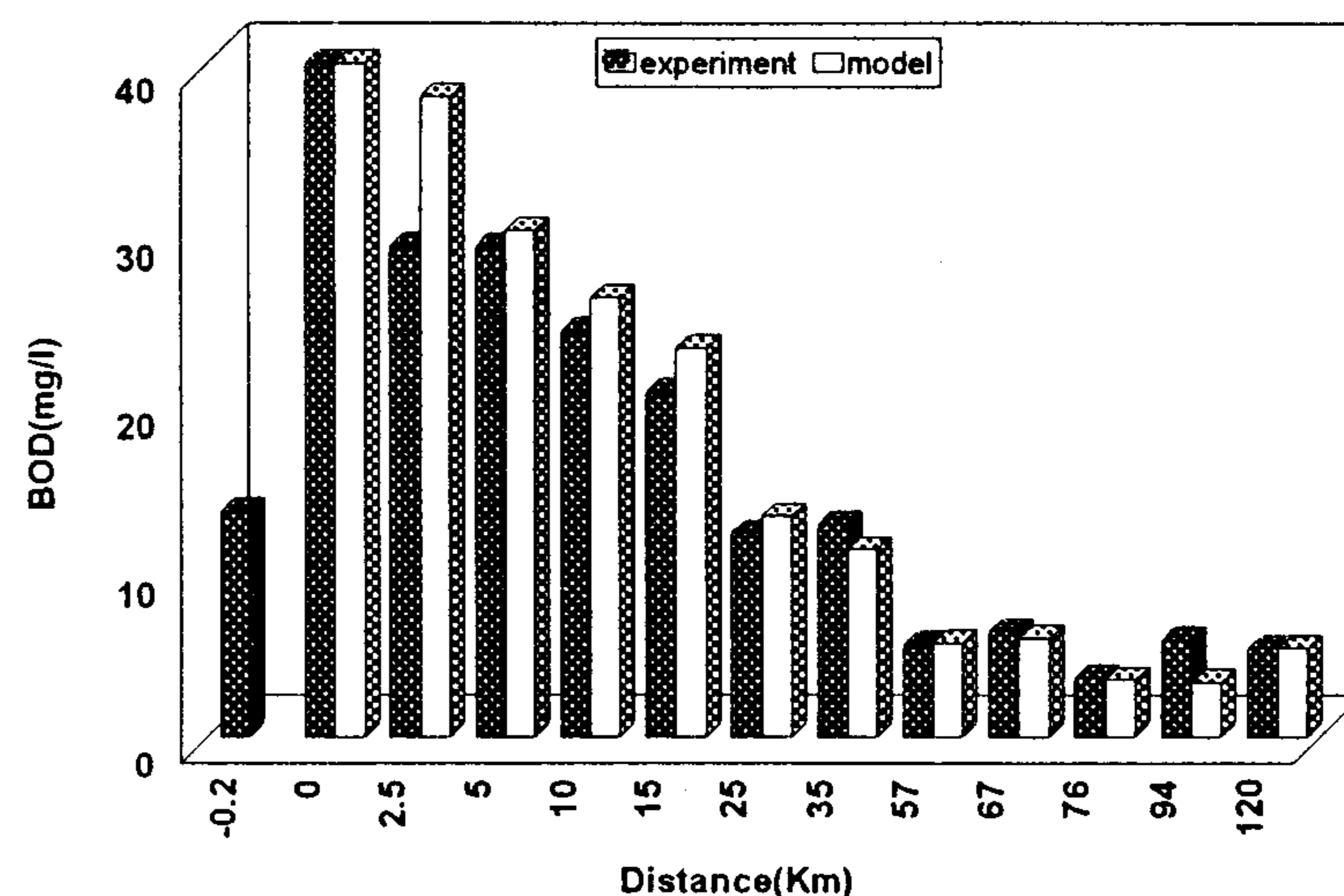
پیش بینی وضعیت زیست محیطی آینده رودخانه

برای بررسی وضعیت زیست محیطی آب رودخانه در آینده با توجه به توسعه صنعتی استان و همچنین کاهش بارندگی سالانه، با فرضیه افزایش دبی فاضلاب تصفیه خانه جنوب و کاهش دبی آب رودخانه در دو حالت که به

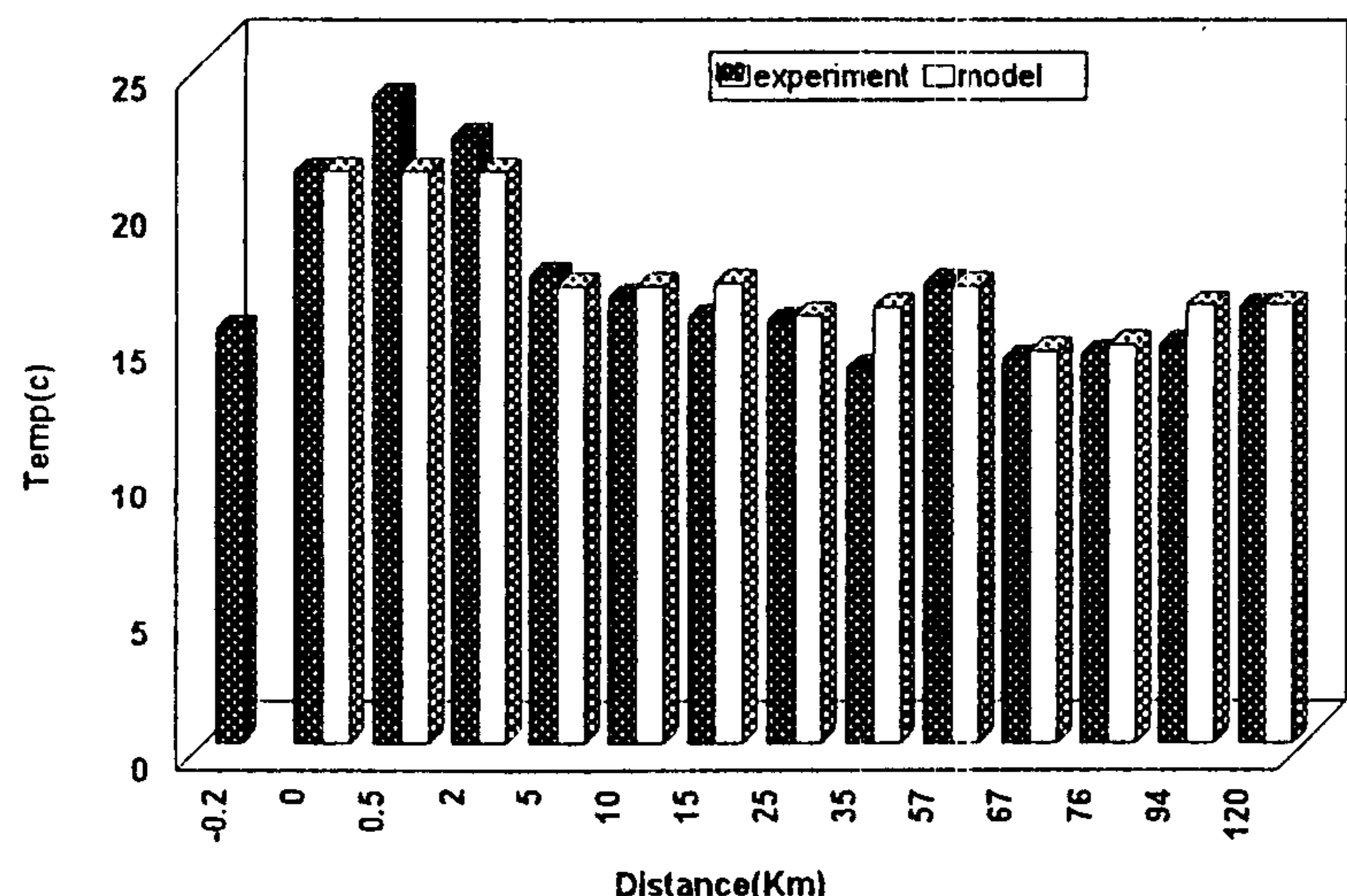
بهتری دارد. در شکل (۸) نتایج BOD مربوط به فصل زمستان مشاهده می‌شود. در این فصل هر چند دبی نسبت به فصل پاییز افزایش دارد اما بدلیل بار آلودگی بیشتر رودخانه (۱۳/۳ mg/l) قبل از ریزشگاه فاضلاب تصفیه خانه جنوب، BOD رودخانه بعد از ورود فاضلاب به حدود (۴۰ mg/l) می‌رسد. بعد از آن بدلیل خود پالایشی رودخانه BOD شروع به کاهش کرده و در کیلومترهای ۹۴ و ۳۵ اندک افزایشی در بار آلودگی رودخانه مشاهده می‌شود. دقت عمل نتایج پیش بینی شده مدل ریاضی همانند سه فصل بهار، تابستان و پاییز است.



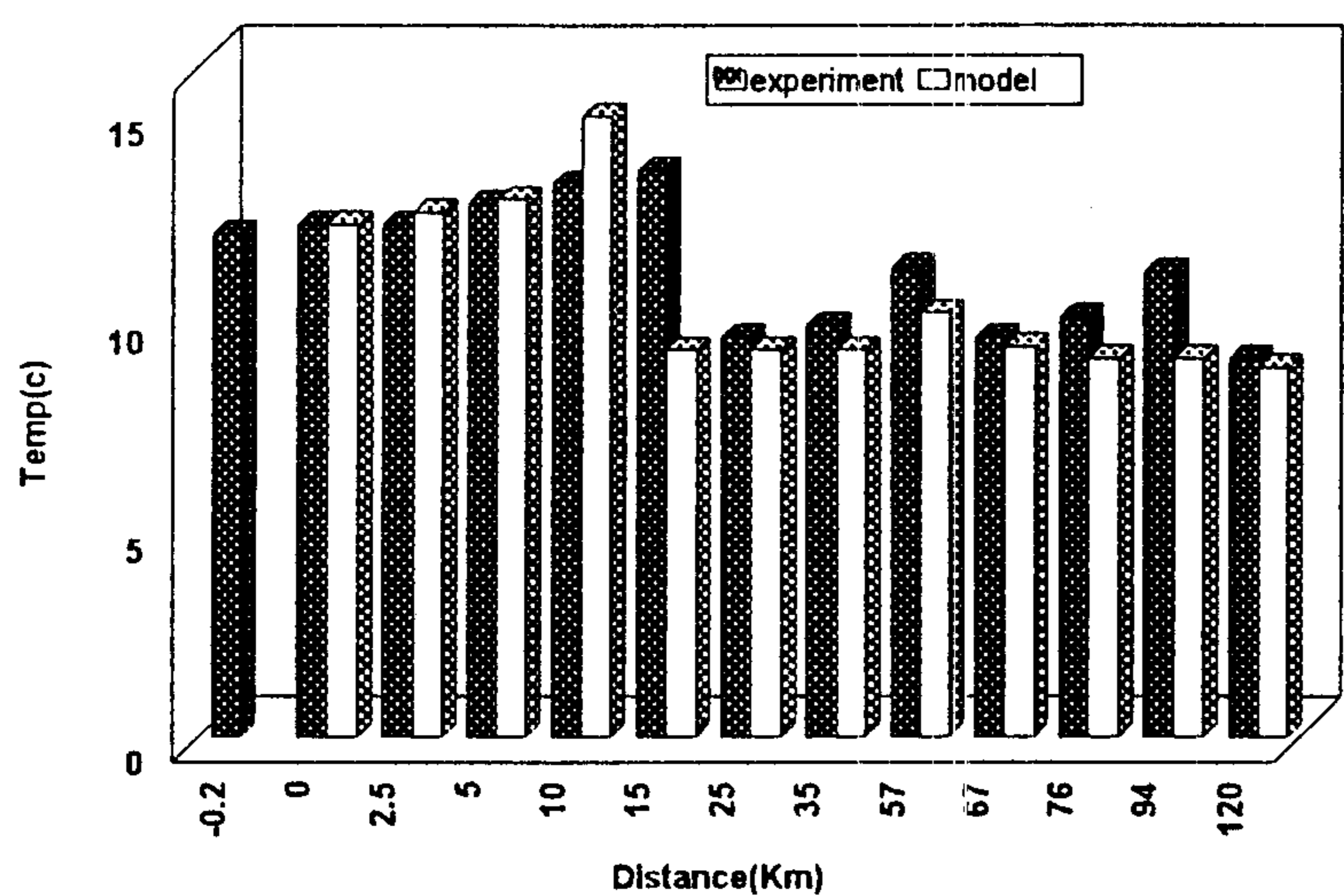
شکل ۷: مقایسه نتایج تجربی BOD آب رودخانه در فصل پاییز.



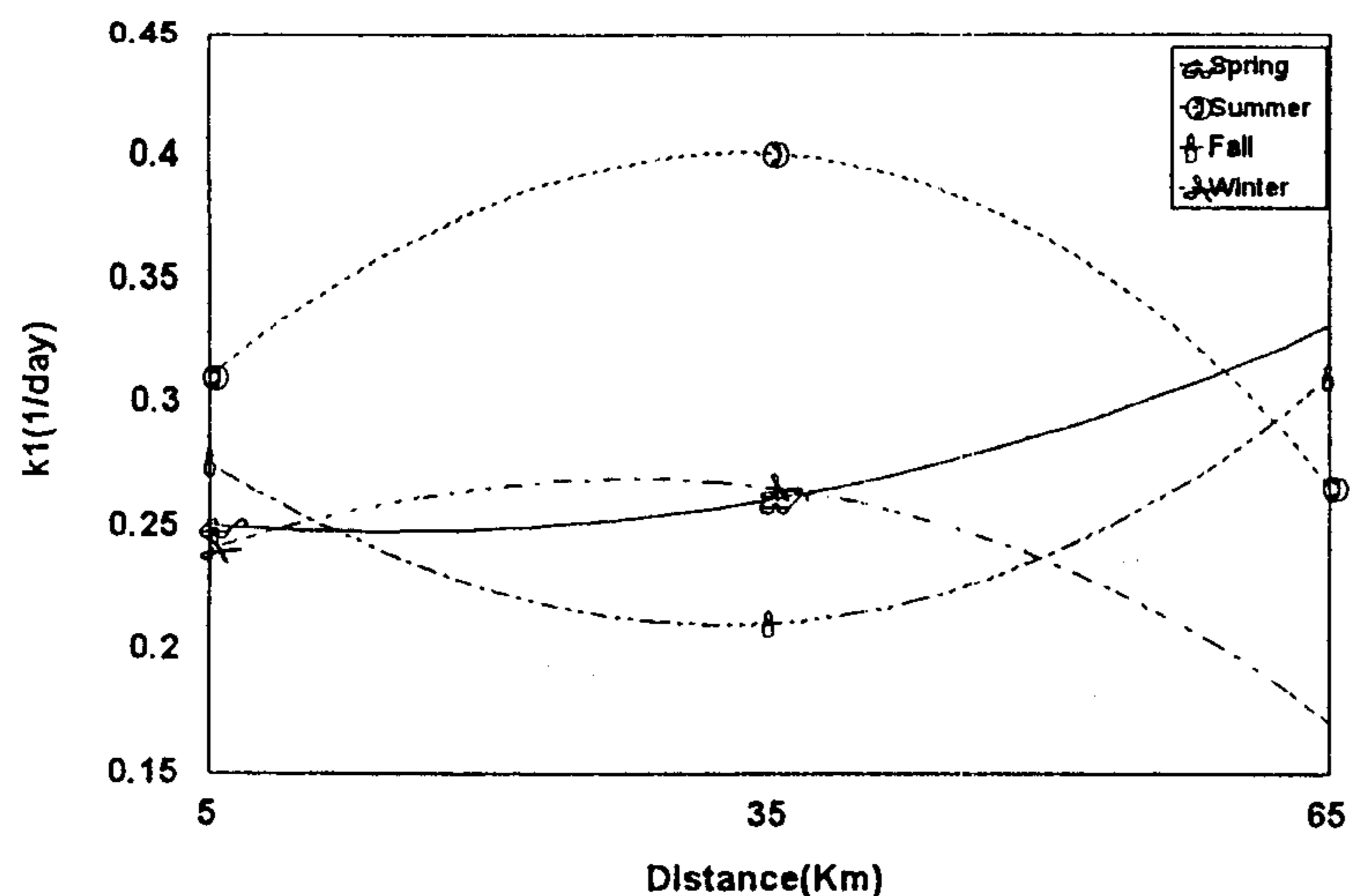
شکل ۸: مقایسه نتایج تجربی BOD آب رودخانه در فصل زمستان.



شکل ۱۱: مقایسه نتایج تجربی و تئوری درجه حرارت آب رودخانه در فصل پاییز.

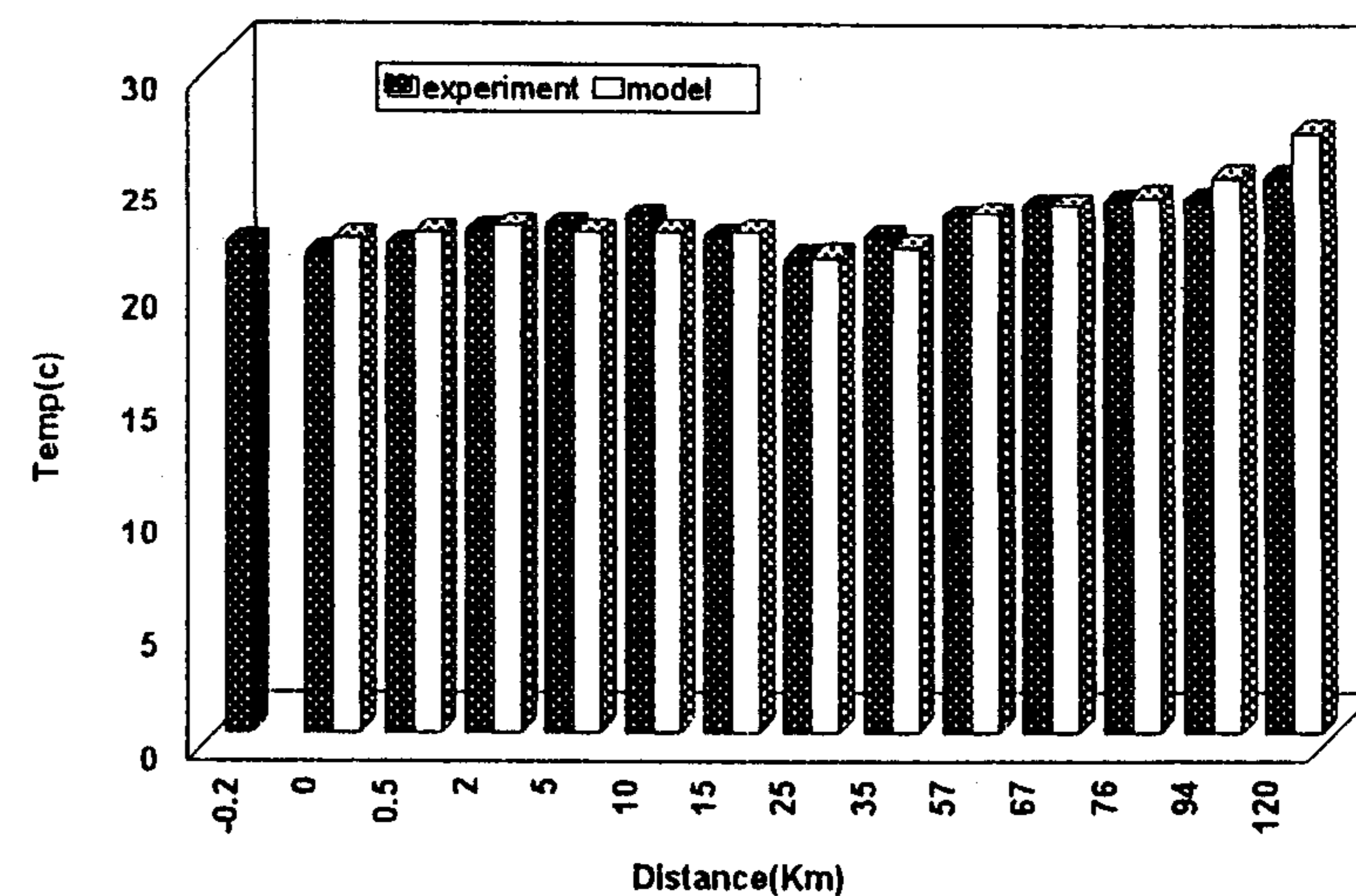


شکل ۱۲: مقایسه نتایج تجربی و تئوری درجه حرارت آب رودخانه در فصل زمستان.



شکل ۱۳: تغییرات ثابت سرعت واکنش در طول رودخانه در فصول مختلف.

ترتیب با کاهش ۵٪ و ۲۵٪ دبی آب رودخانه و به همین ترتیب با افزایش درصدهای مشابه در فاضلاب ورودی از تصفیه خانه جنوب به رودخانه در فصلی که رودخانه (فصل پائیزی) از لحاظ کمبود اکسیژن بدترین حالت را دارد، اکسیژن محلول در رودخانه و نیز BOD آب رودخانه بوسیله مدل ریاضی ارائه شده پیش بینی شده است. با توجه به شکل (۱۴) که مربوط به DO رودخانه می باشد، مشاهده می شود که در حالت ۵٪ رودخانه از ۲ تا ۳۵ کیلومتر دارای حالت بحرانی است. در حالت ۲۵٪، رودخانه از حوالی ۵ تا ۱۵ کیلومتر دارای وضعیت بی هوایی می باشد، و بطور کلی غلظت اکسیژن آب رودخانه از ۵۰ کیلومتر صفر تا ۵۰ کیلومتر پائین تر از حد استاندارد است. شکل (۱۵) وضعیت BOD رودخانه برای حالت های ذکر شده را نشان می دهد. در حالت ۵٪ تا ۱۵ کیلومتر، رودخانه دارای BOD، ۲۰ (mg/l) بوده و آب آن آلوده پیش بینی می شود. به همین ترتیب برای حالت ۲۵٪ آلودگی در طول بیشتری از رودخانه افزایش می یابد. بطور کلی در حالت ۲۵٪، در نقطه ریزش فاضلاب BOD، آب رودخانه به بیش از ۴۵ (mg/l) می رسد. تا ۴۰ کیلومتر اول، آب رودخانه دارای BOD بیشتر از (mg/l) ۲۰ بوده و آب آن به شدت آلوده می باشد.



شکل ۱۰: مقایسه نتایج تجربی و تئوری درجه حرارت آب رودخانه در فصل تابستان.

رود، جلوگیری از ایجاد واحدهای صنعتی بدون تصفیه خانه و دیگر منابع آلاینده در مناطق تحت پوشش پنجاه کیلومتر اولیه مسیر توصیه می شود.

قدردانی

این تحقیق با همکاری و حمایت مالی شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان انجام شده است که بدین وسیله از مسئولین محترم این شرکت تشکر و قدردانی می شود.

فهرست علائم

$CO_2 = (\text{moles/l})$: غلظت اکسیژن در آب رودخانه

$t = (\text{sec})$: زمان

$C_s = (\text{mg/l})$: غلظت اشباع اکسیژن محلول در آب

$\alpha_3 = \left(\frac{\text{mg} - O}{\text{mg} - A} \right)$: سرعت تولید اکسیژن بر حسب واحد

فتوسنتز جلبک

$\alpha_4 = \left(\frac{\text{mg} - O}{\text{mg} - A} \right)$: سرعت مصرف اکسیژن بر حسب واحد

واحد تنفس جلبک

$\alpha_5 = \left(\frac{\text{mg} - O}{\text{mg} - N} \right)$: سرعت جذب اکسیژن بر حسب واحد

واحد اکسیداسیون آمونیاک

$\alpha_6 = \left(\frac{\text{mg} - O}{\text{mg} - N} \right)$: سرعت جذب اکسیژن بر حسب واحد

واحد اکسیداسیون نیتريت

$\mu = \left(\frac{1}{\text{day}} \right)$: سرعت رشد جلبک ها

$\rho = \left(\frac{1}{\text{day}} \right)$: سرعت تنفسی جلبک

$A = \frac{\text{mg} - A}{l}$: غلظت جلبک

$L = (\text{mg/l})$: غلظت BOD C

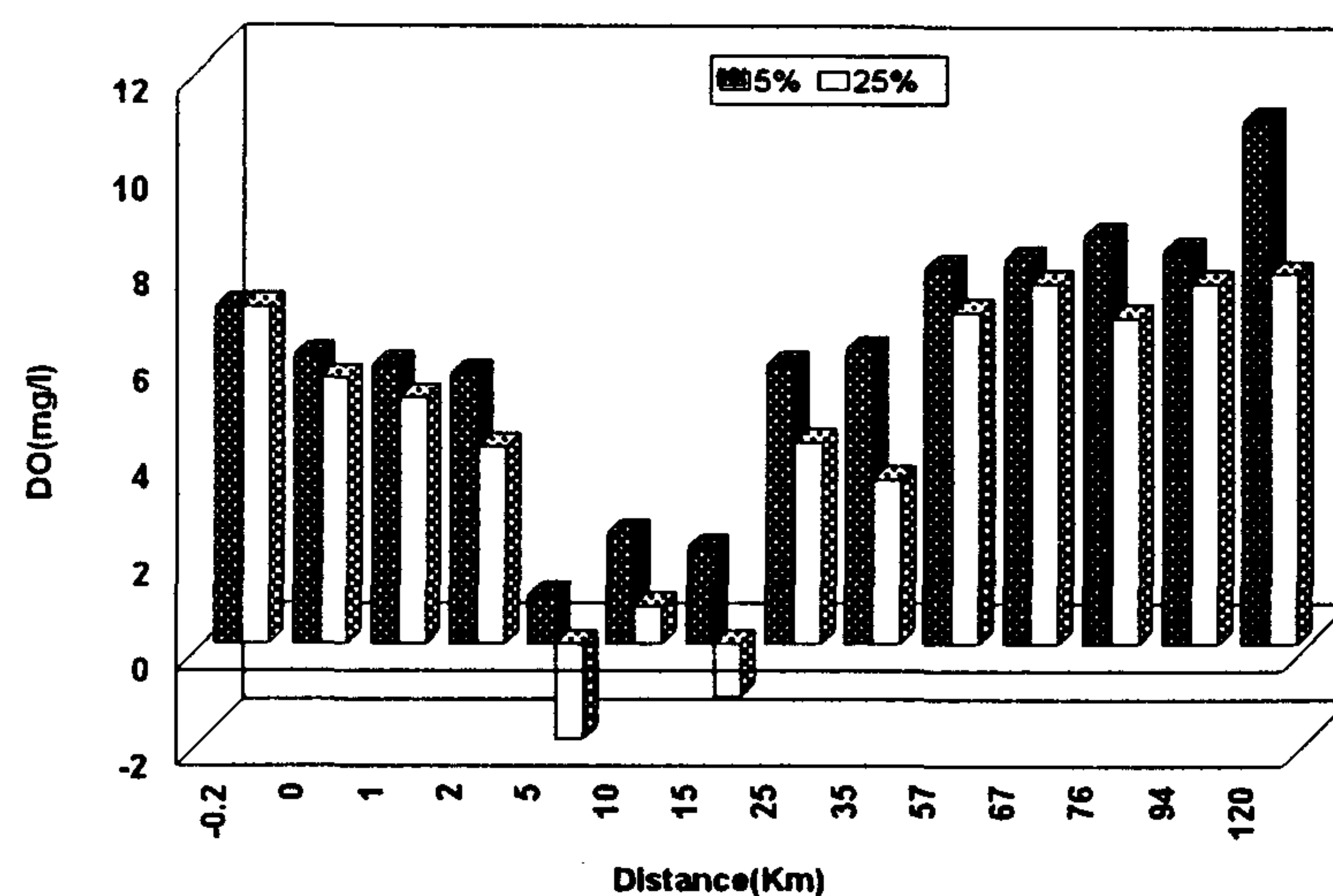
$H=d = (\text{ft})$: عمق متوسط آب

$k_1 = (1/\text{day})$: ثابت واکنش بیوشیمیایی

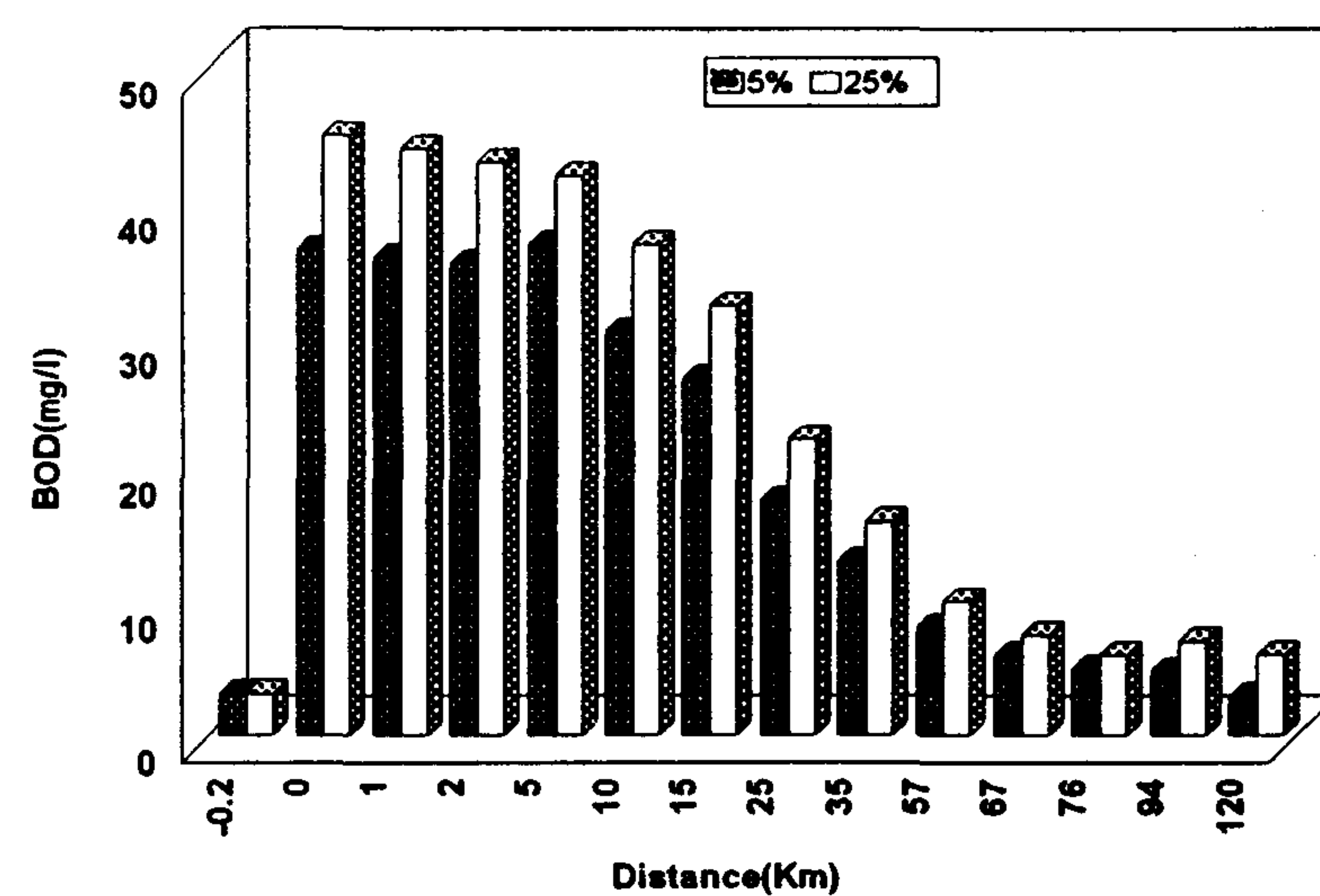
$k_2 = (1/\text{day})$: ثابت ضریب هوادهی

$k_4 = (\text{g/ft}^2 \text{ day})$: ضریب سرعت اکسیژن موردنیاز

رسوبات



شکل ۱۴ : نتایج DO تئوری آب رودخانه با فرض افزایش ۵٪ و ۲۵٪ دبی فاضلاب و کاهش ۵٪ و ۲۵٪ دبی رودخانه.



شکل ۱۵ : نتایج BOD تئوری آب رودخانه با فرض افزایش ۵٪ و ۲۵٪ دبی فاضلاب و کاهش ۵٪ و ۲۵٪ دبی رودخانه.

نتیجه گیری

در این طرح تحقیقاتی یک مدل ریاضی یک بعدی، حالت ناپایدار و دینامیک با قابلیت منظور نمودن بیش از یک منبع آلاینده برای بررسی وضعیت آلودگی رودخانه زاینده رود تدوین گردید و نتایج حاصله از این شبیه سازی در چهار فصل سال با نتایج تجربی مقایسه شد. مهمترین عامل اصلی آلودگی رودخانه، فاضلاب ورودی به رودخانه از تصفیه خانه جنوب اصفهان می باشد و دیگر منابع آلوده کننده در مقایسه با فاضلاب تصفیه خانه جنوب بسیار ناچیز می باشند. با عنایت به نتایج تجربی و همچنین نتایج پیش بینی شده توسط مدل ریاضی در راستای حفاظت از محیط زیست رودخانه زاینده

Q : کل آب رودخانه	$\beta_1 = (1/\text{day})$: ضریب سرعت اکسیداسیون آمونیاک
L_u : بار آلودگی بالا دست تصفیه خانه	$\beta_2 = (1/\text{day})$: ضریب سرعت اکسیداسیون نیتريت
L_w : بار آلودگی فاضلاب خروجی از تصفیه خانه	$N_1 = (\text{mg.N/l})$: غلظت نیتروژن آمونیاکی
L_0 : بار آلودگی کل آب رودخانه	$N_2 = (\text{mg-N/l})$: غلظت نیتروژن نیتريتی
k_b : ضریب سرعت واکنش بیوشیمیایی	BOD = (mg/l) : غلظت اکسیژن مورد نیاز واکنش
k_d : ضریب واکنش بیوشیمیایی مواد راسب	اکسیداسیون بیولوژیکی مواد آلی
ρ : دانسیته آب	$x = (\text{m})$: طول رودخانه
c : ظرفیت حرارتی آب	$D_x = (\text{m}^2/\text{sec})$: ضریب پراکندگی در جهت طول
T : درجه حرارت آب	رودخانه
V : حجم	$U = (\text{m}/\text{sec})$: سرعت میانگین آب رودخانه
H_N : فلاکس حرارتی	Q_u : دبی بالا دست تصفیه خانه
	Q_w : دبی فاضلاب خروجی از رودخانه

مراجع

- 1 -- Thomann, R.V and Mueller, J. (1987). *A principles of surface water quality modeling and control*. Harper & Row, New York.
- 2 – Burke, R. (1983). "Velocity equation for water quality modeling Georgia." *Water Resources Bulletin*, Vol. 9, No. 2, PP. 271-276.
- 3 -- James, A.(1993). *An introduction to water quality modeling*. 2nd. Edition, John Wiley & Sons, New York.
- 4 – Thomann, R. V. (1973). "Effect of longitudinal dispersion on dynamic water quality response of streams and rivers." *Water Resources Research*, Vol. 9, No. 2, PP. 355-366.
- 5 – Whipple, W. (1970). "BOD mass balance and water quality standards." *Water Resources Research*, Vol. 6, No. 3, PP. 827-837.
- 6 - US EPA Report, Georgia, (1987).
- 7 – Erdman, J. B. and Hickok, E. A. (1979). "Systematic diurnal curve analysis." *Journal WPCF*, Vol. 51 , No. 1, PP. 78-87.
- 8 -- Biswas, A. K. (1981). *Models for water quality management*, McGraw-Hill Inc, Suffolk.
- 9 – Deweg, R. J. 1. (984). "Application of stochastic dissolved oxygen model." *J. Environmental Engineering*, Vol. 110, No. 2, PP. 412-429.
- 10 – Cleveland, K .D. (1989). "Predicting reaeration rates in textile wastewater streams." *J. Environmental Engineering* , Vol. 115, No. 3, PP. 620-632.
- 11 – Wu, J. S. and Ahlert, R. C. (1979). "Application of steady state one dimensional water quality model." *Water Resources Bulletin*, Vol. 15, No. 3, PP. 660-670.
- 12 – Chapra, S. C. and DiToro, D. M. (1991). "Delta method for estimating primary production respiration and reaeration in streams." *J. Environmental EGINEERING*, Vol. 117, No. 5, PP. 640-655.

-
- 13 - O'connor, D. J. (1979). "The temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in streams." *Water Resources Research*, Vol. 3, No. 1, PP. 65-79.
- 14 - Arbabi, M., Elzinga, J. and Revelle, C. (1974). "The oxygen sag equation and linear equation for the critical deficit." *Water Resources Research*, Vol. 10, PP. 921-929.
- 15 - Rindali, S. (1979). *Modeling and control river quality*. McGraw Hill, London.

واژه های انگلیسی به ترتیب استفاده در متن

1 - Standard Deviation